

**MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM
Pygocentrus nattereri KNER, 1858 E *Prochilodus
lineatus* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO
PANTANAL-MT, BRASIL**

FRANCISCO MORAIS DOS SANTOS FILHO

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso como parte das exigências de Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2015**

FRANCISCO MORAIS DOS SANTOS FILHO

MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 E *Prochilodus lineatus* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO PANTANAL-MT, BRASIL

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^a. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2015**

FRANCISCO MORAIS DOS SANTOS FILHO

**MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM
Pygocentrus nattereri KNER, 1858 E *Prochilodus
lineatus* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO
PANTANAL-MT, BRASIL**

Esta dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Cáceres- MT, 26 de março de 2015.

Banca examinadora

Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio
Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT.
Orientadora

Prof. Dr. Francisco de Assis Leone
Universidade de São Paulo-USP

Prof. Dr. Leandro Nogueira Pressinotti
Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2015**

Agradecimentos

Aos Deuses, que iluminam meus passos;

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior, pela concessão da bolsa de estudos;

À Prof^a Dr^a Áurea Regina Alves Ignácio, pela orientação na elaboração deste trabalho;

Aos docentes da Pós-Graduação, pelos ensinamentos e esclarecimentos;

Aos amigos do mestrado: Alexandre, Welvis, Gabriela, Thais, Mara e Eduardo, pela amizade e ótimos momentos de convívio;

Ao Prof. Dr. Leandro Nogueira, pelo incentivo na caminhada;

À equipe do Laboratório de Biofísica da UFRJ: Prof. Dr. Olaf Malm pelos ensinamentos, aos prestativos Técnico Ricardinho e Glenda, ao Adan, Renan e Pétrus pela boa receptividade e colaboração;

Aos colegas do Laboratório de Neurotoxicologia Ana Paula, Magalei, Simone, Thayane e Wilkinson da UNEMAT;

À minha irmã, pela estima e afeição;

Em especial, à minha Mãe Selina, pelo apoio e incentivo dedicado;

E a todos, enfim, que de alguma forma contribuíram para a elaboração deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	6
LISTA DE TABELAS	7
RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	10
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1. OS METAIS PESADOS.....	12
2.2. METAIS PESADOS NO AMBIENTE AQUÁTICO	12
2.3. RELAÇÃO DOS METAIS PESADOS COM ORGANISMOS AQUÁTICOS E SUA TOXICIDADE.....	15
2.4. METAIS PESADOS E SAÚDE HUMANA	17
2.5. BIOMONITORAMENTO	18
3. MATERIAIS E MÉTODOS	20
3.1. ÁREA DE ESTUDO.....	20
3.2. ANIMAIS DE ESTUDO.....	22
3.3. COLETA DAS AMOSTRAS	23
3.4. METODOLOGIAS ANALÍTICAS.....	23
3.4.1. <i> Mercúrio Total</i>	23
3.4.2. <i> Determinação da concentração de Cr, Cd E Pb</i>	25
3.6. TRATAMENTOS DOS DADOS.....	27
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1. DADOS BIOMÉTRICOS	27
4.2. CONCENTRAÇÃO DE THG	28
4.3. PADRÃO DE ACUMULAÇÃO DE THG NOS TECIDOS DE PEIXE	33
4.4. CONCENTRAÇÃO DE CR, CD E PB	36
5. CONCLUSÃO	39
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Balanço de massa e perdas de mercúrio em cada etapa da extração de ouro.....	14
Figura 2. Locais de Coleta na Bacia Alto Pantanal (A) rio Paraguai e (B) rio Cuiabá.....	22
Figura 3. Sequência da metodologia para determinação das concentrações de mercúrio total em músculo de peixe.....	24
Figura 4. Sequência do preparo das amostras para a leitura de Cr, Cd e Pb.....	26
Figura 5. Concentrações de THg por tecidos (músculo, fígado, rim e brânquia) em (A) <i>P. nattereri</i> e em (B) <i>P. lineatus</i> amostrados em ambos os rios.....	29
Figura 6. Concentração de THg x Peso e Comprimento, rio Paraguai.....	33
Figura 7. Bi-eixo de distribuição representando a ordenação das amostras de <i>P. nattereri</i> e <i>P. lineatus</i> em relação aos locais de coleta e diferentes tecidos gerado através de análise de componentes principais.....	34
Figura 8. Concentração de Cr (A) e Cd (B) entre os locais de coleta para <i>P. nattereri</i>	37
Figura 9. Correlação de Pearson entre o Cr e comprimento total para ambas as espécies e rios (A), Correlação de Pearson entre Cd e comprimento total para <i>P. nattereri</i> no rio Paraguai (B).....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais efeitos ocasionados à saúde humana pela ingestão de metais pesados e limite máximo de concentração de Hg, Cr, Cd e Pb no tecido muscular de peixes estabelecidos pela legislação brasileira.	18
Tabela 2 - Dados biométricos (comprimento total e peso) de <i>P.nattereri</i> e <i>P.lineatus</i> , para os diferentes locais de coleta.	28
Tabela 3 - Concentrações de THg em <i>P.nattereri</i> e <i>P.lineatus</i> , para os diferentes tecidos e locais de coleta.....	28
Tabela 4 - Concentração de Cr, Cd e Pb em <i>P.nattereri</i> e <i>P.lineatus</i> , nos diferentes tecidos e nos locais de coleta.....	36

RESUMO

SANTOS-FILHO, Francisco Moraes dos. **MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 E *Prochilodus lineatus* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO PANTANAL-MT, BRASIL**

Cáceres: UNEMAT, 2015. p. 54 (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais)¹.

Os metais pesados são os poluentes mais resistentes à degradação e a poluição pelos mesmos pode ser altamente nociva para a biota aquática, assim como para o homem. O estudo foi realizado na Bacia do Alto Paraguai (BAP), alvo de inúmeras agressões antrópicas, que afetam diretamente seu ecossistema aquático, como queimadas da vegetação nativa, exploração de ouro, além de uma forte exploração do estoque pesqueiro. O presente estudo tem como objetivo avaliar as concentrações de mercúrio total (THg), Cromo (Cr), Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em tecidos de peixes, identificando o padrão de bioacumulação por espécie e local e avaliando os risco de consumo à saúde humana. Foram capturados 78 indivíduos de duas espécies (quarenta e quatro *Pygocentrus nattereri* e trinta e quatro *Prochilodus lineatus*) provenientes do Rio Paraguai e Rio Cuiabá. Para a quantificação das concentrações de THg foi utilizado espectrofotômetro de absorção atômica, Perkin Elmer (*FIMS – system*), enquanto as leituras de Cr, Cd e Pb foram realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica com chama (AAS-F). Dos 44 exemplares de *P. nattereri* analisados 4,54% apresentaram concentrações de THg no músculo acima de 0,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, concentração máxima de tolerância recomendado para consumo pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e, 43,18% apresentaram concentrações entre 0,20 e 0,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Em *P. lineatus* nenhum indivíduo analisado apresentou concentrações de THg acima do valor máximo permitido pela OMS, sendo as média encontrada de 0,03 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no músculo. O padrão de bioacumulação de THg foi semelhante para *P. lineatus* e os locais de coleta, para *P. nattereri* na maioria dos exemplares os valores detectados ocorreram na tendência: rim>brânquias>fígado>músculo no rio Cuiabá e músculo>fígado>rim>brânquias no rio Paraguai. Os resultados para Cr revelaram que 95,45% de *P. nattereri* e 97,05% de *P. lineatus* apresentam concentrações acima do limite estabelecido pela legislação. Concentrações Cd e Pb nos músculos dos peixes coletados apresentaram valores abaixo do limite máximo permitido pela legislação brasileira e pela OMS.

Palavras chave: Contaminação ambiental, Metais pesados, Peixes, Bioacumulação, Bacia Alto Pantanal.

¹ Orientadora- Profa. Dra. Áurea Regina Alves Ignácio, UNEMAT; Ciências Ambientais (MT).

ABSTRACT

SANTOS-FILHO, Francisco Morais dos. **MERCURY, CHROMIUM, CADMIUM AND LEAD IN *Pygocentrus nattereri* KNER, 1858 *Prochilodus lineatus* E (VALENCIENNES, 1836) FROM TWO RIVERS OF PANTANAL-MT, BRAZIL**
Cáceres: UNEMAT, 2015. p. 54 (Master Science in Environmental Sciences).

The heavy metals are the most resistant to the pollutants degradation and the pollution caused by themselves can be highly dangerous to aquatic biota, and it also can be dangerous to the human beings. The research was conducted in the Upper Paraguay River Basin (BAP – Bacia do Alto Rio Paraguai), the target of several anthropogenic aggression, which directly affects its aquatic ecosystem, like the native vegetation burning, gold exploration, or even the strong exploitation of fish stocks. This research intends to evaluate the total mercury concentrations (THg), Chromium (Cr), cadmium (Cd), lead (Pb) in fish tissue, it had been noticed the pattern of bioaccumulation by specie and location and by assessing the risk to human being's health consumption. It was caught 78 individuals from two different species (forty-four *Pygocentrus nattereri* and thirty-four *Prochilodus lineatus*) from the Paraguay and Cuiabá river. To quantify the THg concentrations it was used atomic absorption spectrophotometer, Perkin Elmer (FIMS - system), while the readings of Cr, Cd and Pb were performed on an atomic absorption spectrophotometer (AAS-F). From the 44 specimens of *P. nattereri* analyzed 4.54% has presented concentration of THg in the muscle above 0,50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ maximum tolerance concentration recommended for consumption by the World Health Organization(WHO) and 43.18% present concentrations between 0.20 and 0.50 $\mu\text{g.g}^{-1}$. In *P. lineatus* the subject analyzed did not show concentrations of THg above the maximum average permitted by the WHO, however the average found 0.03 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in the muscle. The bioaccumulation pattern of THg was similar to *P. lineatus* and the collection sites, to *P. nattereri* in most samples the detected values occurred in the trend: kidney> gill> liver> muscle in the Cuiabá River and muscles>liver> kidney> gills on the Paraguay River. The results for Cr have revealed that 95.45% of *P. nattereri* and 97.05% of *P. lineatus* present above the concentration limits established by legislation. Cd and Pb concentrations in the muscles of the fish collected showed values under the allowable limit for the Brazilian legislation and WHO (World health organization).

Key-words: environmental contamination, heavy metals, fish, bioaccumulation, Alto Pantanal Basin.

Advisor - Prof.. Dr. Golden Regina Alves Ignacio, UNEMAT.; Environmental Sciences (MT).

1. INTRODUÇÃO

O Pantanal é considerado a maior área úmida do mundo e foi declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Brasileira de 1988, além de abrigar sítios de relevante importância internacional pela Convenção de Áreas Úmidas - RAMSAR. Em 2000, o bioma foi considerado pela comissão internacional do Programa “O Homem e a Biosfera” da UNESCO como Reserva da Biosfera, tornando-se a terceira maior reserva do mundo no gênero; apresenta ainda o complexo de unidades de conservação do Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense considerado como Patrimônio Natural da Humanidade (UNESCO, 2000 a, b). Para Olson et al. (1998), o Pantanal é uma área de grande significado para a conservação, devendo ser priorizada em programas regionais e merecendo especial atenção devido à sua vulnerabilidade aos principais vetores de impacto atuantes na região.

O Pantanal assim como outros ecossistemas aquáticos são receptores finais de poluentes lançados no ambiente, estando susceptíveis à ação de poluentes aéreos (queima de biomassa na zona rural, combustão a carvão e óleo, emissões veiculares, incineração de resíduos urbanos e industriais e, principalmente mineração), tanto nas regiões urbanas como na zona rural, que chegam aos corpos d'água por deposição atmosférica; de poluentes terrestres (fertilizantes, pesticidas, água de irrigação contaminada), que atingem os ambientes aquáticos através do escoamento destes pela chuva; e efluentes domésticos e industriais, lançados sem tratamento diretamente neste ecossistema (DOMINGOS, 2006; MIRANDA et al., 2008; DORES e CALHEIROS, 2008; OLIVEIRA e CALHEIROS, 2011).

Dentre os poluentes ambientais, se encontra os metais pesados, que são altamente resistentes à degradação. Os elementos mercúrio (Hg), cromo (Cr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) estão presentes na natureza através do intemperismo das rochas ou por atividades agrícolas, industriais ou mineração, processo de urbanização e descarte inadequado de lixo. Estes elementos podem exercer efeitos prejudiciais para a biota, dependendo da concentração (ESTEVES, 1998, PAQUIN et al., 2000).

Monitorar ambientes aquáticos através do uso de organismos bioindicadores tem sido objeto de considerável interesse nos últimos anos, devido à preocupação de que os níveis elevados dos metais podem ter efeitos prejudiciais sobre vários organismos e também por criar problemas em relação à sua adequação como alimento para seres humanos (HODA et al., 2007; COSTA e HARTZ, 2009).

O Cd é um metal de alta toxicidade, elemento não essencial de difícil excreção e está amplamente difundido no ambiente (CARDOSO e CHASIN, 2001). Segundo os mesmos autores, nos seres humanos ocasiona disfunção renal, enfisema pulmonar, distúrbios imunológicos e osteoporose.

Em altas concentrações nos peixes o Pb causa déficits comportamentais, além de redução do crescimento, desenvolvimento, aprendizagem, mudanças no metabolismo e aumento na formação de muco (CESTARI et al., 2004; MARTINEZ et al., 2004; SCHMITT et al., 2007). Em humanos, altos níveis de Pb causam alterações neurológicas, inibição do sistema enzimático e distúrbios no metabolismo (PAOLIELLO e CHASIN, 2001).

O mercúrio (Hg) ocupa um lugar de destaque entre os vários metais, associados à contaminação do ambiente aquático devido à sua alta toxicidade. Os dados de intoxicação por Hg em humanos mostram que a principal via de intoxicação é através do consumo de peixes, este é o alimento normalmente consumido pelos homens que contém os maiores níveis desse metal, na forma orgânica mais tóxica, metilmercúrio (KITAHARA et al., 2000).

Vários estudos relatam concentrações de mercúrio total (THg) em peixes nos ecossistemas aquáticos da Amazônia e do Pantanal. As concentrações de mercúrio variam de 0,03 a 1,65 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do rio Tapajós (SANTOS et al., 2000); de nd (não detectado) a 3,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do rio Madeira (BOISCHIO e HENSHEL, 1996); 0,8 a 4,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ no rio Negro (MALM et al., 1997); de 0,04 a 3,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do rio Teles Pires (HACON et al., 1997); 0,013 a 0,5 no rio Cuiabá (UFMT, 1997) e de <0,001 a 0,21 $\mu\text{g.g}^{-1}$ no rio Bento Gomes na região de Poconé (MALM e GUIMARÃES, 1996).

Os objetivos desse trabalho foram avaliar as concentrações de Mercúrio Total (THg), Cromo (Cr), Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) em tecidos de peixes na BAP, identificando o padrão de bioacumulação por espécie e local e avaliando os riscos de consumo à saúde humana.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Os Metais Pesados

Segundo Malavolta (1994) a expressão “metal pesado” se aplica aos elementos que tem densidade maior que 5 g cm^{-3} ou que possuem número atômico superior a 20, sendo conhecidos também como elementos-traço ou metais traço (MENESES, 2008). Os mais característicos são: arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), níquel (Ni), manganês (Mn), mercúrio (Hg) e zinco (Zn) (CANLI e ATLI, 2003; YI et al., 2008; COSTA e HARTZ, 2009; CUI et al., 2011; YI, YANG e ZHANG, 2011 e YI; ZANG, 2012).

Os metais considerados mais tóxicos são: Hg, Cd, e Pb. Esses metais não são biodegradáveis, e por isso acumulam-se no ambiente e nos seres vivos. No caso do Hg, o processo da biomagnificação é extremamente eficiente, sendo o aumento da concentração de até 10.000 vezes, ao longo das cadeias alimentares (MALM, 2004).

2.2. Metais Pesados no ambiente aquático

Os metais pesados podem ser introduzidos nos ecossistemas aquáticos de maneira natural ou artificial. Naturalmente, por meio do aporte atmosférico e chuvas, pela liberação e transporte a partir da rocha matriz ou outros compartimentos do solo onde estão naturalmente depositados (PAULA, 2006; SEYLER e BOAVENTURA, 2003). De modo artificial, por fontes antropogênicas de diversos ramos: esgoto *in natura* de zonas urbanas, efluentes de indústrias,

atividades agrícolas, e rejeitos de áreas de mineração e garimpos (CAJUSTE et al., 1991; MORAES e JORDÃO, 2002; GOMES e SATO, 2011).

A agricultura, constitui uma das mais importantes fontes não pontuais de poluição por metais em corpos d'água, sendo as principais fontes liberadoras são os fertilizantes (Cd, Cr, Pb, Zn), os pesticidas (Cu, Pb, Mn, Zn), os preservativos de madeira (Cu, Cr) e dejetos de produção intensiva de bovinos, suínos e aves (Cu, As, e Zn) (KAY, 1973; SANTOS et al., 2002).

Os metais lançados no solo, a partir de práticas agrícolas são carregados para os rios pelo escoamento de águas superficiais provenientes das chuvas, persistindo no meio aquático por apresentar forma livre, ou iônica, facilitando sua acumulação nos tecidos principalmente dos peixes (QUEIROZ, 2006; VINODHINI e NARAYANAN, 2008).

A atividade garimpeira, em destaque a de ouro, é um ramo que gera a liberação de vários metais para o meio aquático. Nos processos de lavra em que a suspensão (água + terra) é trabalhada, metais pesados presentes no solo (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) são desprendidos, concentrados e liberados junto aos rejeitos nos rios (BIDONE et al., 1997a,b; ARTAXO et al., 2000; FOSTIER et al., 2000; TINÔCO et al., 2010). Segundo Rodrigues-Filho e Maddock, (1995) isso ocorre devido à garimpagem de ouro ser realizada de maneira inadequada, gerando anomalias geoquímicas dos referidos elementos, como já constatado pelos autores nos garimpos do município de Poconé – MT. Há também relatos de que a garimpagem em áreas ricas em Al, Fe, Cd e Cr no solo, ocasiona a concentração destes elementos nos sedimentos despejados e conseqüentemente na água. Isto estaria ligado à formação de sulfetos dos respectivos metais, os quais facilitam a fixação ao sedimento e transporte pela água (NRIAGU, 1994; BRASIL, 2001; MARTINS et al., 2010).

Entretanto, o principal metal liberado pelos garimpos é o mercúrio, pois seu uso no beneficiamento do ouro é imprescindível para captura e retenção deste elemento, formando a amálgama. Verifica-se que para cada 1 kg de ouro produzido são utilizados 1,5 kg de Hg, do qual 70 % são recuperados e são 30% são perdidos para o ambiente. Deste valor perdido, 20% vão para atmosfera, durante a queima da amálgama, e retornam para os rios pela chuva;

os outros 10% são despejados diretamente nos corpos d'água (Figura 1) (BONUMÁ, 2006; SOUZA et al., 2008; CESAR et al., 2009; DESCHAMPS et al., 2010).

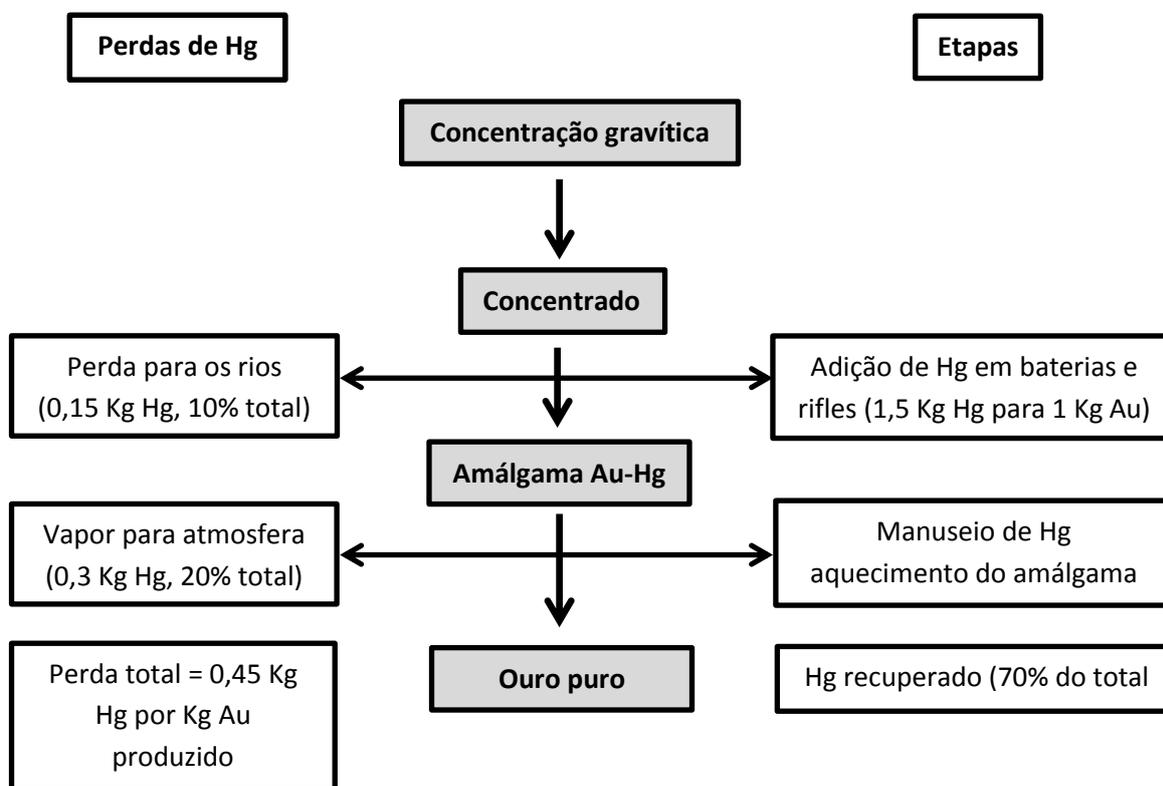


Figura 1. Balanço de massa e perdas de mercúrio em cada etapa da extração de ouro.

Fonte: Lima (1993).

Durante a queima da amálgama o vapor de mercúrio é liberado para atmosfera, onde é oxidado formando o mercúrio ionizado (Hg^{2+}), que se condensa nas nuvens e por meio da chuva volta para o solo ou para água, onde pode ser transformado em mercúrio orgânico. Na forma orgânica o Hg é absorvido pelo organismo dos seres vivos e convertido em metilmercúrio (MeHg), sua forma mais tóxica (SILVA et al., 1996; TRINDADE e BARBOSA FILHO, 2002).

Ao cair no sistema aquático, o Hg liberado pelo beneficiamento do ouro ou pela chuva, passa pela mesma transformação ($\text{Hg}^0 \rightarrow \text{CH}_3\text{Hg}^+$). O transporte do Hg na sua forma metálica no sistema fluvial depende das

características hidrográficas do rio, como correnteza, relevo, mudanças no nível de água e outros (MATHIS et al., 1997; ROTHENBERG et al., 2008). Estudos mostraram que parte do mercúrio é transportada por pequenas partículas de sedimentos e depositada em lugares com correnteza fraca (ROULET et al., 1998a, 2000; RODRIGUES e FORMOSO, 2006; CARLING et al., 2013), em áreas de várzea (FERNADES et al., 1994; GONÇALVES et al., 2000) ou em lagos formados durante a época menos chuvosa (TKATCHEVA et al., 2004). Além disso, um percentual elevado de partículas suspensas de natureza orgânica (VIERS et al., 2005), pH baixo (ROULET et al., 1998b) e salinidade baixa (ROCHA et al., 1985; FERRAZ et al., 2006), são fatores que favorecem a transformação de Hg metálico em Hg orgânico.

Os metais possuem ainda características atômicas peculiares, dando-lhes elevada resistência à degradação química, física e biológica no sistema aquático. Isto os leva a persistirem no ambiente aquático por vários anos, mesmo depois da proibição de sua utilização ou despejo nos cursos d'água (MORAES e JORDÃO, 2002; IKEM et al., 2003). Ao persistir no sistema aquático, o metal tem sua concentração gradualmente aumentada, o que facilita sua maior concentração na água e absorção pelos organismos (RODRIGUES, 2007; ARAI et al., 2007).

2.3. Relação dos metais pesados com Organismos aquáticos e sua toxicidade

Os metais em relação a sua essencialidade para os organismos aquáticos podem ser classificados em essenciais e não essenciais. Os essenciais como Cu, Fe e Zn são aqueles que possuem função biológica conhecida e são constituintes obrigatórios do metabolismo dos indivíduos, participando de processos envolvendo enzimas e regulação (CORRÊA, 2006), mas dependendo da quantidade assimilada podem se tornar tóxicos (KALAY e CANLI, 2000). Por outro lado, os elementos não essenciais, como As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni e Pb, geralmente não possuem uma função biológica conhecida para o metabolismo (CASTRO, 2002; LALL, 2002). Tanto os metais essenciais quanto os não essenciais são extremamente tóxicos para os organismos

aquáticos quando ingeridos em altas concentrações (MOREIRA et al., 1996; MIRANDA-FILHO et al., 2011). No caso dos peixes, a intoxicação por estes elementos provoca uma série de distúrbios, tais como: baixa fertilidade, diminuição das defesas imunológicas, redução da taxa de crescimento e patologias que podem levar à morte do indivíduo (QUEIROZ, 2006; MENESES, 2008).

Os processos biológicos como bioacumulação e biomagnificação ocorrem no ambiente aquático, no primeiro caso, os metais em suspensão e dissolvidos na água são absorvidos pelos peixes por procedimentos de difusão ou ingestão (MONTEIRO et al., 1996; MUTO et al., 2011), os quais podem acontecer, respectivamente, nas brânquias e no trato digestivo, que são potenciais locais de absorção dos elementos metálicos (KEHRIG et al., 2011). No segundo caso, os peixes concentram metais em seu corpo de forma gradual através dos níveis tróficos, processo este denominado biomagnificação ou em alguns casos magnificação trófica (OOST et al., 2003; KERHIG et al., 2011). Tal processo é um fenômeno caracterizado pela transferência dos contaminantes por meio da cadeia trófica. A transferência ocorre eficientemente dos metais acumulados no primeiro nível trófico (os produtores) para o nível trófico superior imediato (os consumidores), sendo que quanto mais longa for à cadeia, maior será a quantidade concentrada pelo consumidor final. Recentes estudos vem mostrando o papel de bactérias sulfato redutoras na metilação do mercúrio, transformando a forma inorgânica em mercúrio orgânico, o metilmercúrio (MeHg), lipossolúvel, o que permite a transposição pelas barreiras celulares (MOLINA et al, 2010; WILKINSON et al., 2013).

De forma geral, as maiores concentrações de metais são encontrados em peixes que estão no topo da cadeia trófica, como os peixes carnívoros (KEHRIG et al., 2009; CUI et al., 2011). Assim, por estar no ápice da cadeia trófica, a mais importante via de exposição dos seres humanos aos metais pesados é a ingestão de peixes contaminados, visto que os mesmos, reterão todo o percentual de contaminantes acumulados ao longo da cadeia (LEBEL et al., 1997; CARRERAS et al. 2009; TAO et al., 2012). Neste contexto, o peixe pode ser utilizado como um organismo indicador da qualidade ambiental

quanto a metais pesados, e na avaliação de seu potencial como eventual via de acesso destes metais para o homem (ABDEL-BAKI et al., 2011).

Por outro lado, as diversas espécies de peixes incorporam os diferentes tipos de metais em concentrações diferentes dependendo de vários fatores tais como seu metabolismo, habitat (pelágicos, bentônicos) e dos parâmetros ambientais (salinidade, pH, material em suspensão) que podem afetar tanto a disponibilidade do metal quanto o próprio metabolismo dos organismos em questão (GUIMARÃES et al., 1999; BURGER et al., 2002; YI e ZANG, 2012).

Já outras características como o hábito alimentar (carnívoro, onívoro, detritívoro, herbívoro, insetívoro), tamanho, peso, sexo e estágio reprodutivo são considerados parâmetros importantes para o entendimento dos níveis de metais nos peixes. Também parâmetros como o pH, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido podem influenciar a biodisponibilidade dos metais, alterando sua absorção pela via ingestão alimentar (FERNANDES et al., 2008; KEHRING et al., 2009; ABDEL-BAKI et al., 2011). Deste modo, os estudos de contaminação por metais pesados em peixes revestem-se de grande complexidade e são importantes para conservação da biota aquática (MASON et al., 2000; MURUGAN et al., 2008; YI et al. 2008, 2011; YI; ZANG, 2012).

2.4. Metais pesados e saúde Humana

Apesar de todas as vantagens associadas ao consumo de peixe, este mesmo consumo pode, igualmente, acarretar riscos para o ser humano enquanto consumidor, principalmente se o peixe estiver contaminado (MENESES, 2008). Como visto anteriormente, esses perigos estão ligados a metais pesados que se encontram presentes na água, oriundos principalmente de atividades antropogênicas, e que são acumulados nos peixes e transferidos ao seu consumidor, no caso o homem (BURGER et al., 2001; MUTO et al., 2011).

Os danos ocasionados à saúde humana pelos metais pesados são os mais diversos e variam conforme a taxa de ingestão, acumulação e

concentração do metal no corpo. Caso a concentração de metais pesados no corpo não seja controlada, intoxicações agudas ou crônicas são graves consequências. Diversos metais têm demonstrado possuir atividade carcinogênica mediante sua ingestão em quantidades excedentes ao permitido, tais como o Cr, Pb e Hg (CLARKSON, 1997; ROWAN et al., 1995).

Além do aparecimento de câncer, a exposição humana a outros poluentes tem mostrado alguns efeitos toxicológicos que incluem, entre outros, imunotoxicidade, neurotoxicidade e efeitos teratogênicos (AKAGI et al., 1995; MOREIRA, 1996; AZEVEDO *et al.*, 2001). A tabela 1 mostra os principais efeitos causados por metais pesados e seus limites seguros de ingestão.

Tabela 1 - Principais efeitos ocasionados à saúde humana pela ingestão de metais pesados e limite máximo de concentração de Hg, Cr, Cd e Pb no tecido muscular de peixes estabelecidos pela legislação brasileira.

Metal Pesado	Símbolo	Efeitos Nocivos	Concentração Máx. µg.g⁻¹
Cádmio	Cd	Disfunção renal, distúrbios imunológicos, enfisema pulmonar e osteoporose	1,0 ^{a,b}
Chumbo	Pb	Alterações neurológicas, distúrbios em enzimas, febre, náuseas	2,0 ^{a,b}
Cromo	Cr	Câncer, tumores hemorrágicos	0,1 ^b
Mercúrio	Hg	Lesões no sistema neurológico, imunológico, deformações no corpo, má formação do feto	0,5 ^{a,b}

a ANVISA, Portaria n° 685, de 27 de agosto de 1998;

b BRASSIL, Decreto n° 55.871, de 26 de março de 1965.

Outros efeitos adversos à saúde humana por metais pesados são variados e dependem do tipo de contaminante, da concentração, do tempo de exposição e da susceptibilidade do indivíduo (TAVARES e CARVALHO, 1992).

2.5. Biomonitoramento

O monitoramento permite identificar e acompanhar impactos antropogênicos no ambiente (NEVES, 2007), permite ainda, avaliar a presença de contaminantes e a interação dos mesmos com o ambiente, sustentando decisões que abrangem políticas ambientais. O monitoramento consiste na rotina de observações periódicas de um determinado agressor, ou consequências da agressão ambiental, de acordo com um planejamento em

tempo e espaço definidos, utilizando métodos científicos de abordagem (NEVES, 2007).

Apesar dos peixes apresentarem plasticidade fisiológica frente a variações ambientais e serem organismos capazes de migração, os mesmos podem ser considerados bons organismos para o monitoramento da poluição aquática. Existem seis critérios que avaliam a qualidade de uma espécie bioindicadora: 1) espécie comum, confiável e de baixo custo; 2) capaz de gerar resposta frente ao poluente; 3) compreensão das interações que possam dificultar a interpretação dos resultados do bioindicador; 4) bioindicador já estudado, capaz de estabelecer relação entre a resposta do organismo com a exposição ao poluente; 5) bioindicador que permita relacionar sua resposta com o impacto do poluente ao organismo; 6) conhecimento total de toda a procedência do organismo (dados bióticos e abióticos do ambiente) (OOST et al. 2003).

Os peixes ocupam os mais diversos ambientes aquáticos (LOWE-MC CONNELL, 1999) e são considerados bons organismos zoológicos para o biomonitoramento ambiental, pois podem acumular substâncias tóxicas, respondem à presença de agressores (WINKALER et al., 2001) e representam fonte de proteína para a dieta humana (BARTHEM e FABRÉ, 2004). Os peixes são considerados a principal via de exposição dos seres humanos ao Hg. Assim, são amplamente utilizados como bioindicadores dos níveis de contaminação por esse metal, em especial, as espécies não migratórias que tendem a refletir melhor as condições de um dado corpo d'água (BELGER e FORSBERG, 2006). Nesse contexto, assume-se a importância de se investigar os níveis atuais de contaminação, visto que na Bacia do Alto Paraguai (BAP), a produção de peixes de água doce se destaca como sendo uma importante fonte alimentar da população local e mantém nos tempos atuais mineradoras de garimpos com diferentes escalas de produção.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O Pantanal pertence à BAP com aproximadamente 396.800 Km² sendo que desses, 207.249 Km² pertencem ao Mato Grosso do Sul e 189.551 Km² ao estado de Mato Grosso (VILA DA SILVA, 1995). A BAP esta distribuída em três áreas distintas, o Pantanal, o Planalto e o Chaco (ANA, 2004). Abrange ainda importantes áreas do território boliviano e paraguaio (BRASIL, 2006).

O Pantanal ou planície pantaneira, que compreende as áreas abaixo de 200 metros de altitude, depende sobremaneira das interações com a região do planalto, localizada no entorno do Pantanal, com altitudes acima de 200 metros, compreendendo as nascentes e os divisores da BAP. A BAP é formada por outras bacias menores que drenam para o rio Paraguai, seu principal canal de drenagem. A maior parte da bacia esta situada na região dos planaltos e as planícies localizam-se no centro, região mais deprimida e plana com grande concentração de água e dificuldade de escoamento (PCBAP, 1997).

A BAP é limitada, ao norte, pela Chapada dos Parecis e pela Serra de Cuiabá, ao sul pelo rio Apa, a leste pelas Serras da Bodoquena, Maracaju, São Domingos e pelo Pantanal, a Oeste pelo rio Paraguai e pelas Republicas do Paraguai e Bolívia (PCBAP, 1997).

O Pantanal é um grande reservatório que acumula a maior parte da água provinda do Planalto e ainda regula toda a vazão do rio Paraguai, num período de ate cinco meses entre entrada e saída. A região norte do Pantanal contribui com 72% das vazões correspondentes do Planalto, que chega ao rio Paraguai e a parte sul representa 28% da vazão (ANA, 2004).

A temperatura media varia entre 23° a 25°C, porem pode ser atingida por frentes frias e chegar a até 0°C. O clima em geral é considerado de Savana. A precipitação anual média fica em torno de 1.398 mm, podendo variar

entre 800 mm das áreas mais rebaixadas e nas planálticas pode chegar até 1.600mm. Na BAP ocorrem duas estações climáticas distintas, sendo uma seca e outra úmida que ocorre durante os meses de outubro a abril (BRASIL, 2006).

O Pantanal tem dois distintos relevos, o planalto e planície, sendo que no planalto ocorrem rochas do Cretáceo, do Jurássico, Carboníferas, Devonianas, Pré-Cambrianas e basálticas intrusivas. Os sedimentos Quaternários têm um principal acúmulo no Pantanal. As altitudes variam no planalto entre duzentos a mais de mil metros. Possui uma área de 214.802 km² contendo cerca de 59% de toda a Bacia do Alto Paraguai. Já na planície as altitudes são em média de sessenta a cento e cinquenta metros, tendo uma área de cerca de 147.574 km², equivalendo a 41% de toda a Bacia (ANA, 2004).

Segundo levantamentos recentes, em torno de 12% do bioma Pantanal teve sua cobertura vegetal natural alterada (SILVA et al., 2011; BRASIL, 2010). Entretanto nas áreas do planalto circundante à planície pantaneira as taxas de desmatamento são muito elevadas (entre 60 e 80%), com alta incidência de pastagens degradadas e voçorocas em decorrência de processos erosivos pelo mau uso do solo e falta de manejo adequado da agricultura e pecuária (GALDINO et al., 2005; BRASIL, 2010).

As coletas foram realizadas em dois pontos: no rio Paraguai, a montante do encontro com o Rio Sepotuba até a jusante da foz do Rio Jauru, entre as coordenadas geográficas 16°00' - 16° 30' S e 57°60' - 57°30' W e no rio Cuiabá, no trecho compreendido entre a cidade de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço, nas coordenadas geográficas aproximadas variando entre as Latitudes 16°06' à 16°38' S e na Longitude 56°05' W (Figura 2).

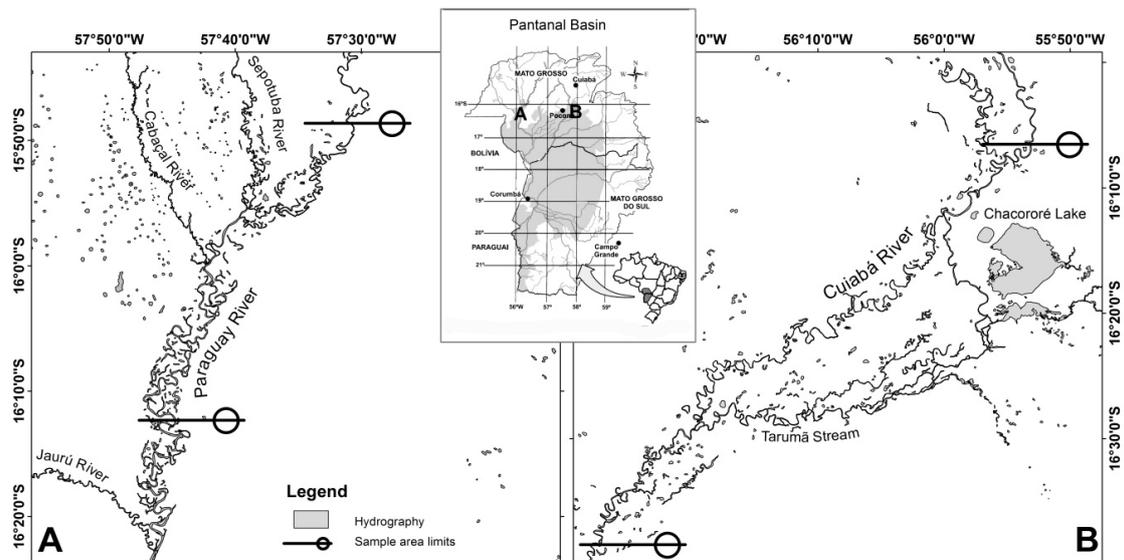


Figura 2. Locais de Coleta na Bacia Alto Pantanal (A) rio Paraguai e (B) rio Cuiabá.

3.2. Animais de estudo

A piranha, *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, carnívora e oportunística, é uma espécie migratória que se desloca em cardumes de 20 a 30 indivíduos (SAZIMA e MACHADO, 1990). Dentre os peixes carnívoros brasileiros, as piranhas apresentam ampla distribuição (FERREIRA et al., 1996). É um serrasalmídeo típico de ambientes lênticos (Figura 2), sendo uma espécie comum na Amazônia Central e no pantanal Mato-grossense, apresentando diferentes áreas de endenismo (FINK, 1993). *P. natterire* é piscívora e tem amplo espectro alimentar. A sua dieta é composta principalmente por peixes, mas também artrópodes, moluscos, e material vegetal (PAULY, 1994 apud BEVILAQUA, 2008).

O curimba, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), conhecido também pelo nome de curimbatá, grumatã ou papa-terra, é uma espécie migratória, pertencente à Ordem Characiformes, sendo um peixe endêmico das bacias formadas pelos rios Paraná e Paraguai. O *P. lineatus*, representa uma espécie bem adequada para o controle ambiental, como é um peixe iliófago que está em contato com sedimentos e xenobióticos na água, mostrando-se sensível às variações na qualidade da água (MAZON e FERNANDES, 1999).

3.3. Coleta Das Amostras

Foram coletados um total de 78 exemplares, sendo 43 no rio Cuiabá, 23 espécimes de *Pygocentrus nattereri* e 20 espécimes de *Prochilodus lineatus* e 35 no rio Paraguai, 21 espécimes de *Pygocentrus nattereri* e 14 espécimes de *Prochilodus lineatus*. Para coleta optou-se por pesca artesanal com varas de bambu, linhadas, carretilhas, linha e anzol, e utilizado como isca carne bovina crua e iscas artificiais. As coletas foram realizadas no período de Novembro de 2013 e de Fevereiro à Maio de 2014.

Após a coleta dos espécimes, foi tomada a biometria (peso e medida) e os órgãos/tecidos (fígado, rim, brânquias e músculo) foram amostrados com os devidos cuidados para que não ocorresse a contaminação entre os indivíduos e órgãos. Feito esses procedimentos o material coletado foi congelado e transportado ao Laboratório.

3.4. Metodologias Analíticas

As análises para determinação das concentrações de THg nos tecidos de peixes (músculo, fígado, rim e brânquias) e Cr, Cd e Pb em músculo foram realizadas baseados na metodologia de Bastos et al., 1998, conforme segue.

3.4.1. Mercúrio Total

A quantificação do THg nos tecidos dos peixes foi realizada a partir da extração de todo o Hg presente nas amostras e sua detecção em espectrômetro de absorção atômica, Sistema de Injeção em Fluxo (FIMS-400, Perkin Elmer).

Para isso, as amostras sofreram um processo de digestão ácida a quente, em banho-maria permitindo dessa forma que ocorra a quebra de toda a matéria orgânica presente e a liberação dos átomos de Hg para a solução (Figura 3). Para a quantificação utiliza-se o borohidreto de sódio (NaBH_4) como

agente redutor, que propicia que o Hg passe então da forma solúvel Hg^{2+} para a de vapor Hg^0 . O Hg elementar é então carregado pelo argônio para uma célula de quartzo, onde os átomos de Hg são irradiados com uma luz proporcional ao número de átomos de Hg com um comprimento de onda específico para absorção pelos átomos de Hg. O valor de absorbância da luz é então convertido para um valor de concentração de Hg por meio de uma curva analítica de calibração. As curvas analíticas para o FIMS em cada leitura são feitas a partir da leitura de soluções padrão de 5, 10, 20, 30 e 40 ppb de Hg^{2+} que foram obtidas por diluições com água Milli-Q de uma solução conhecida de 1.000 ppm de Hg.

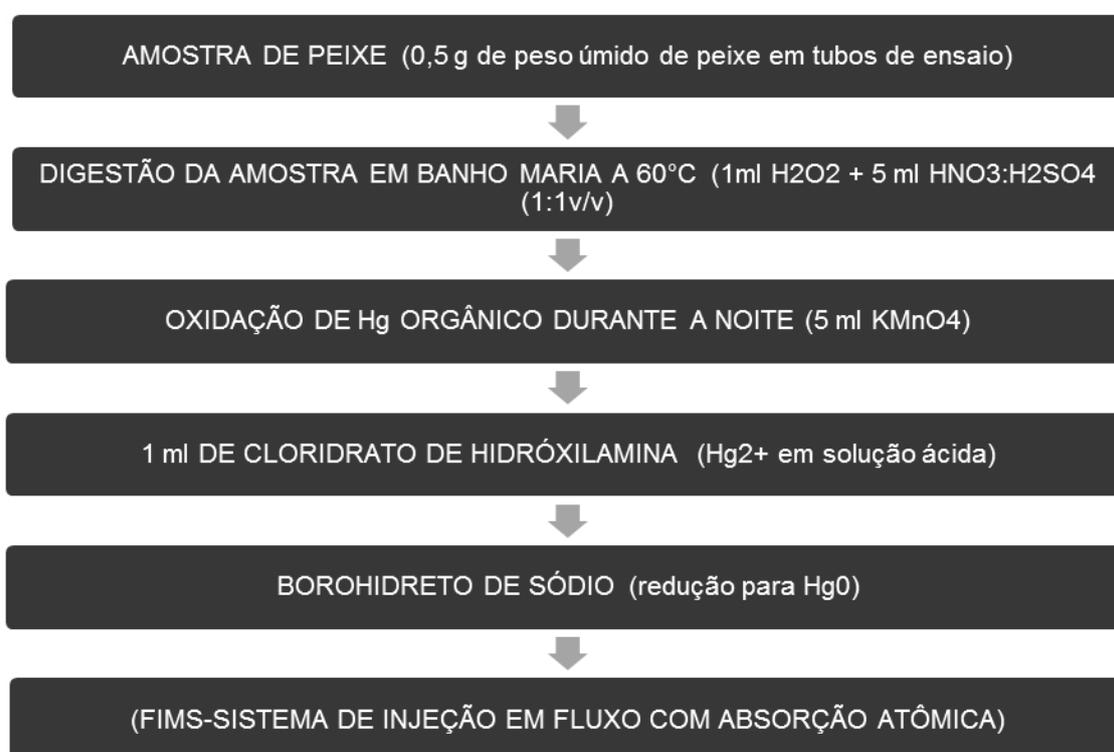


Figura 3. Sequência da metodologia para determinação das concentrações de mercúrio total em músculo de peixe.

Todas as análises foram realizadas em duplicata e repetidas quando o coeficiente de variação entre as duplicatas da mesma amostra foi maior do que 20%. A cada grupo de amostras analisadas (24, 48, 72 ou 96), dois brancos de reagentes eram quantificados e seus resultados subtraídos das leituras das

amostras de modo a eliminar possíveis contaminações provenientes da atmosfera do laboratório, da vidraria e de impurezas dos reagentes.

Para se avaliar a confiabilidade (precisão) do método analítico empregado foram utilizadas amostras certificadas de matriz semelhante àquela aos organismos analisados. Essas matrizes possuem valores estabelecidos por laboratórios de referência e referenciados por exercícios de intercalibração laboratorial em âmbito internacional. O laboratório de Radioisótopos utiliza duas matrizes, uma delas é produzida pelo National Research Council of Canadá (DORM-3). Os resultados de recuperação indicam o quanto os valores encontrados se aproximaram ou não dos valores conhecidos dessas matrizes e o mesmo é um bom indicador da eficiência do processo de digestão naquele grupo de amostras. A recuperação das amostras certificadas aceitas para esse trabalho esteve entre 90 e 113%.

3.4.2. Determinação da concentração de Cr, Cd E Pb

Para as amostras de músculos foram usadas alíquotas com cerca de aproximadamente 0,5 g do tecido fresco.

A leitura das concentrações dos metais pesados Cd, Cr, e Pb em amostras de peixes foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica com Chama (F-AAS), o mesmo é um dos equipamentos mais utilizados para análise de metais em concentração de parte por milhão (ppm).

A Figura 4 abaixo ilustra a metodologia para o preparo das amostras para determinação de metais em Espectrômetro de Absorção Atômica com Chama.

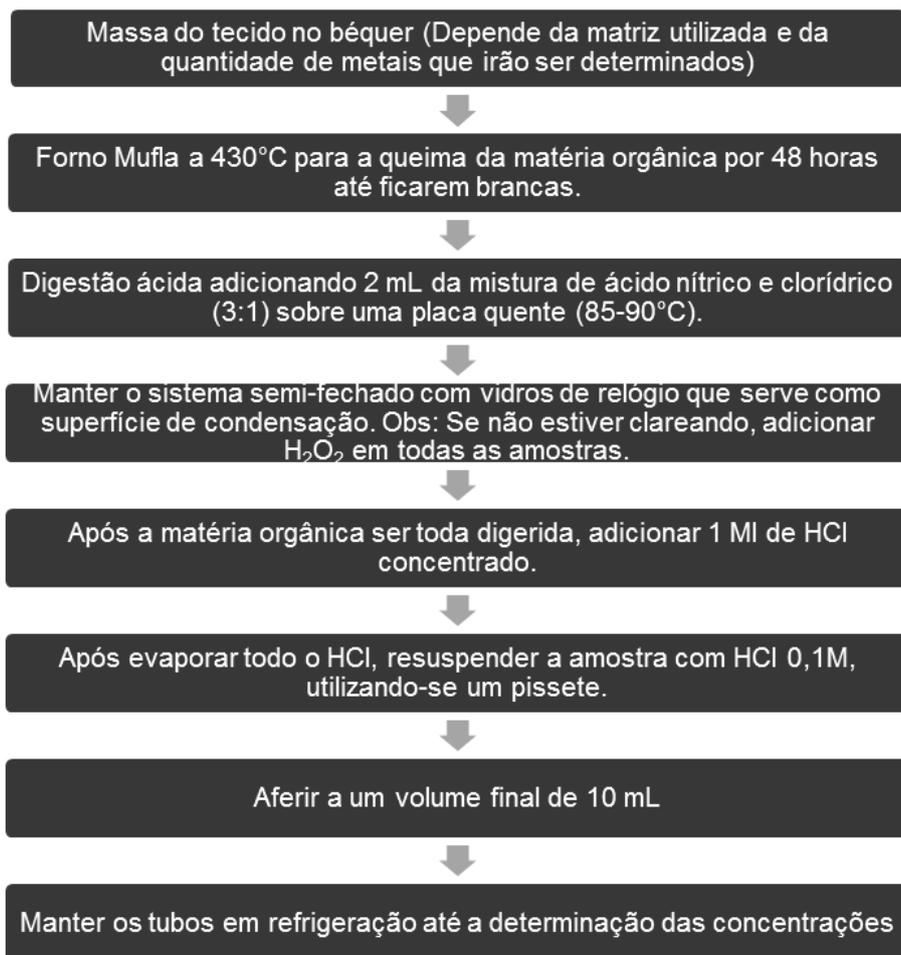


Figura 4. Sequência do preparo das amostras para a leitura de Cr, Cd e Pb.

Para utilização do F-AAS foram geradas curvas de calibração para cada metal analisado, a partir de soluções padrões certificadas para AAS fornecido pelo Instituto Nacional para Ciência e Tecnologia dos Estados Unidos da América (NIST-USA). Para geração das curvas foram preparados padrões de 10, 5, 1, 0,5 e 0,1 ppm da solução certificada com concentração de 1.000 mg/g.

A precisão e exatidão da metodologia foram testadas por meio do emprego de amostras de 2 ppm preparadas da solução padrão (200 µL da solução padrão em 50 mL de HCl a 0,1 Mol). Estas foram aferidas 5 vezes no equipamento para obtenção do valor médio de concentração.

3.6. Tratamentos Dos Dados

Foram realizados, para as comparações entre duas variáveis (locais de coleta e espécie), o teste não paramétrico de Mann Whitney e para três ou mais variáveis (metais) o teste não paramétrico de Kruskal Wallis, utilizando-se um nível de 95% de confiança. Para avaliar as associações entre os pesos e comprimentos dos peixes com as concentrações de THg, Cr, Cd e Pb foram realizados para os locais de coleta e em ambas as espécies gráficos de dispersão e calculados os coeficiente de correlação de Pearson (r) (44 exemplares de *P. nattereri* e 34 de *P. lineatus*). As análises estatísticas foram realizadas no pacote estatístico *Graphpad Prism 5.0* (*GraphPad Software*).

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (Principal Components Analysis, PCA) para avaliar o padrão de acumulação THg nas espécies e locais (PEARSON, 1901). Esta análise foi realizada em ambiente *R Versão 3.0.1*.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Dados Biométricos

No rio Paraguai o tamanho médio e peso dos peixes foram de 26,47 cm e 659,52 g para *P. nattereri* e de 33,75 cm e 736,43 g para *P. lineatus*. No rio Cuiabá, as médias foram de 26,97 cm e 660 g para *P. nattereri* e de 34,6 cm e 665 g para *P. lineatus* respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2- Dados biométricos (comprimento total e peso) de *P.nattereri* e *P.lineatus*, para os diferentes locais de coleta.

Local	Espécie	N	Média	Sd	Min-Max	CV %
Comp. (cm)						
Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	26.48	3.953	18.5-32	14.93
	<i>P.lineatus</i>	20	34.6	3.567	28.5-42	10.31
Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	26.98	2.31	23-31	8.56
	<i>P.lineatus</i>	14	33.75	2432	30-37.5	7.21
Peso (g)						
Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	660	279.7	200-1200	42.38
	<i>P.lineatus</i>	20	665	315.5	330-1700	47.44
Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	659.5	153.5	330-910	23.27
	<i>P.lineatus</i>	14	736.4	320.7	370-1370	43.55

N = número de indivíduos analisados, sd = desvio padrão, CV = coeficiente de variação.

4.2. Concentração de THg

Ambas as espécies apresentaram uma grande variabilidade nas concentrações de THg (Tabela 3), e essa variação também foi verificada entre os tecidos estudados.

Tabela 3 - Concentrações de THg em *P.nattereri* e *P.lineatus*, para os diferentes tecidos e locais de coleta.

Tecido	Local	Espécie	N	Média	Sd	Min-Max	CV %
Músculo	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0.177	55.05	0.099-0.297	31.06
		<i>P.lineatus</i>	20	0,035	27.66	0.008-0.144	78.21
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,273	137.1	0.117-0.597	50.14
		<i>P.lineatus</i>	14	0,030	9.09	0.017-0.045	29.70
Fígado	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,268	187.2	0.040-0.636	69.70
		<i>P.lineatus</i>	19	0,090	92.08	0.002-0.360	101.49
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,222	136.2	0.055-0.575	61.15
		<i>P.lineatus</i>	14	0,090	69.61	0.009-0.283	77.06
Rim	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,136	60.30	0.055-0.304	44.34
		<i>P.lineatus</i>	16	0,018	13.91	0.001-0.037	73.62
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,124	95.06	0.000-0.376	76.32
		<i>P.lineatus</i>	12	0,024	13.37	0.002-0.086	55.44
Brânquia	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,115	59.56	0.045-0.339	51.73
		<i>P.lineatus</i>	20	0,005	6.86	0.001-0.029	127.27
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,064	41.96	0.005-0.168	65.29
		<i>P.lineatus</i>	14	0,003	2.65	0.001-0.010	76.53

N = número de indivíduos analisados, sd = desvio padrão, CV = coeficiente de variação.

Para os exemplares de *P. nattereri* oriundos do rio Cuiabá, os tecidos apresentaram concentrações de THg variando de 0,090 a 0,297 $\mu\text{g g}^{-1}$ no músculo, 0,040 a 0,636 $\mu\text{g g}^{-1}$ no fígado, 0,055 a 0,304 $\mu\text{g g}^{-1}$ nos rins e 0,045 a 0,339 $\mu\text{g g}^{-1}$ nas brânquias; nos indivíduos provenientes do rio Paraguai, os valores mínimos e máximos detectados variaram de 0,121 a 0,597 $\mu\text{g g}^{-1}$ no músculo, 0,055 a 0,575 $\mu\text{g g}^{-1}$ no fígado, 0,00 a 0,376 $\mu\text{g g}^{-1}$ nos rins e 0,005 a 0,168 $\mu\text{g g}^{-1}$ nas brânquias (Figura 5 A). Neste grupo, dos 23 indivíduos analisados, dois apresentaram no músculo e um no fígado, valores acima de 0,5 $\mu\text{g g}^{-1}$, estabelecido pelo Organização Mundial de Saúde para o consumo humano semanal seguro (ANVISA, 1998).

Em *Prochilodus lineatus*, provenientes do rio Cuiabá, os tecidos apresentaram concentrações de THg variando de 0,008 a 0,144 $\mu\text{g g}^{-1}$ no músculo, 0,002 a 0,360 $\mu\text{g g}^{-1}$ no fígado, 0,001 a 0,037 $\mu\text{g g}^{-1}$ nos rins e 0,001 a 0,029 $\mu\text{g g}^{-1}$ nas brânquias; no rio Paraguai, os valores mínimos e máximos detectados variaram de 0,017 a 0,045 $\mu\text{g g}^{-1}$ no músculo, 0,009 a 0,183 $\mu\text{g g}^{-1}$ no fígado, 0,002 a 0,037 $\mu\text{g g}^{-1}$ nos rins e 0,001 a 0,010 $\mu\text{g g}^{-1}$ nas brânquias (Figura 5 B).

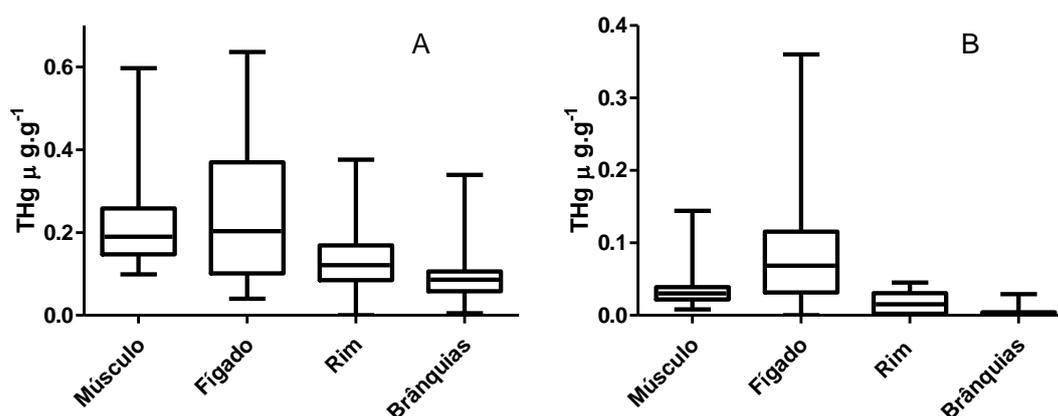


Figura 5. Concentrações de THg por tecidos (músculo, fígado, rim e brânquia) em (A) *P. nattereri* e em (B) *P. lineatus* amostrados em ambos os rios.

Os resultados mostraram uma diferença significativa entre os órgãos nas duas espécies estudadas, sendo que as maiores concentrações foram encontradas em fígado. O teste de Kruskal-Wallis-ANOVA mostrou existir

diferença significativa ($p < 0,0003$) em praticamente todas as concentrações de THg entre os tecidos e espécies estudadas, com exceção de Músculo x Fígado e Rim x Brânquias para *P. nattereri*.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1998) determina como limite seguro para consumo a concentração máxima de $1,0 \mu\text{g g}^{-1}$ de THg em peixes predadores e de $0,50 \mu\text{g g}^{-1}$ para peixes e produtos da pesca (não predadores). Entre os locais de coleta não houve variação significativa na média de concentração de THg.

As concentrações de THg nos indivíduos das duas espécies, apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$). *P. nattereri* apresentou concentrações mais elevadas do que a espécie detritívora com médias de concentração abaixo dos limites de segurança para consumo humano de peixes ($0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ de THg de peso úmido), determinado pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 1990).

Foi estabelecido pela OMS (WHO, 1990) o valor de $0,30 \mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ como o nível de exposição no qual nenhum efeito adverso seria detectável na população humana, com o objetivo de proteger até mesmo os indivíduos mais sensíveis. Esse valor foi derivado da dose de $0,43 \mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ dividida pelo peso corporal médio de um humano (70Kg).

As maiores concentrações THg $0,59 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ foram encontradas nos tecidos de *Pygocentrus nattereri*. Vários estudos vêm sendo realizados analisando peixes com diferentes hábitos alimentares, os quais demonstram um padrão de acumulação de THg decrescente de peixes carnívoros, herbívoros, planctívoros e detritívoros (BIDONE et al., 1997a,b; GUIMARÃES et al., 1999; ZHOU e WONG, 2000; JOYEUX et al., 2004; MALM et al., 2004; PALERMO et al., 2004; BASTOS et al., 2006, 2007, 2008; SHINN et al., 2009). Essa constatação também foi evidenciada no presente trabalho, já que as maiores concentrações de THg foram encontradas em *Pygocentrus nattereri*, o que se justifica devido ao nível trófico que a mesma ocupa, comparado à *Prochilodus lineatus*, a qual possui outros hábitos alimentares e se posiciona em níveis tróficos inferiores. A piranha, tem hábito carnívoro e esta no topo da cadeia alimentar aquática, acumulando assim a carga de metais transferida ao longo

da cadeia pelo alimento ingerido (MALM et al., 1995, 2004; DÓREA et al., 2004; NEVADO et al., 2010). Este processo de bioacumulação é responsável pelas concentrações de THg mais elevadas (MOREL et al., 1998; NYLAND et al., 2011). A liberação de Hg nos cursos d'água da BAP pelos garimpos já tem mais de um século, estando este metal presente no meio em grandes quantidades (DNPM, 1981, 1982), o que propicia sua acumulação pelos organismos aquáticos. De acordo com dados da SEMA (1987), estima-se que na época eram utilizados na extração de ouro 798 Kg de mercúrio/ano nos garimpos de Poconé e 316 Kg de mercúrio/ano nos garimpos da Baixada Cuiabana.

Apesar de não terem sido encontrados em *P. lineatus* concentração de THg superior ao limite máximo permitido pela OMS, a presença deste metal no mesmo em menores concentrações médias encontradas neste estudo de 0,033 $\mu\text{g.g}^{-1}$, pode ser explicado pelo seu nível trófico, pois estudos mostram que peixes insetívoros, herbívoros e onívoros apresentam menores taxas de acumulação de Hg devido suas dietas serem a base de alimentos que retêm pouco Hg, como larvas de insetos, vegetais, frutos (CHEN et al., 2005; SILVA et al., 2006; KASPER et al., 2009, 2012; YI e ZANG, 2012).

Em um estudo realizado no rio Bento Gomes, Mato Grosso, Lacerda et al. (1991) encontrou concentrações de THg bem menores em piranhas das espécies *Serrasalmus eigenmans*, *Serrasalmus rhombeus* e *Serrasalmus nattereri*; as quais variaram de 0,04 a 0,06 $\mu\text{g.g}^{-1}$. O autor sugere ainda que as baixas concentrações encontradas sejam devidas às características do ponto de amostragem, cuja vazão é muito alta, com grande poder diluição, e que o Hg transportado encontra-se associado ao material particulado, eficientemente retido pelos vários lagos, artificiais ou não, presentes ao longo da drenagem.

No estudo publicado pela Universidade Federal de Mato Grosso (1997), nos municípios de Cuiabá e Barão de Melgaço, estação seca e estação de chuva, as concentrações médias de THg em piranhas *Serrasalmus sp.* foram próximos ao do presente estudo e não foi evidenciado diferença estatisticamente significativa entre as duas épocas de amostragem, sendo que

as concentrações médias foram iguais a $0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$, variando de $0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $0,40 \mu\text{g.g}^{-1}$ para época da chuva.

Hylander et al., (2000), em estudo na região do Alto Pantanal, em pontos de coleta nas drenagens do curso do rio Bento Gomes, encontraram concentrações de mercúrio em peixes carnívoros *Pseudoplatystoma coruscans* (pintado), *Pseudoplatystoma fasciatum* (cachara ou surubim) e *Serrasalmus marginatus* (piranha) que variaram de $0,04$ a $2,05 \mu\text{g.g}^{-1}$; dessas 90% apresentaram concentrações de THg abaixo de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$. As concentrações de THg mais elevadas foram encontrados em peixes das espécies *Pseudoplatystoma* sp. e *Serrasalmus* sp. na Baía Sinhá Mariana, concentrações acima de $0,50 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Malm e Guimarães (1999) encontraram na região de Poconé, média de concentrações de mercúrio em peixes carnívoros de $0,07 \mu\text{g.g}^{-1}$, e média geral em todos outros peixes de $0,06 \mu\text{g.g}^{-1}$. Esses valores bem mais baixos, podem ser explicados porque a carga de mercúrio recebida pode estar sendo transportada e biometilada ao longo do corpo d'água, tornando-se biodisponível nos locais mais distantes à jusante, hipótese levantada por Hylander et al., (2000).

Quanto as concentrações encontradas neste estudo, considerando-se o limite máximo de tolerância de THg em peixes predadores e não predadores em vigência no Brasil, estabelecido pela Portaria nº 685/98 do Ministério da Saúde (BRASIL, 1998), de $1,0 \mu\text{g g}^{-1}$ e $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ (ppm) respectivamente, nenhum espécime analisado ultrapassou esse limite.

Em *P. nattereri* o coeficiente de Pearson entre o THg e o peso dos peixes foi de $r^2= 0,2198$ e $p= 0,0320$ e para THg e o comprimento total de $r^2= 0,2495$ e $p= 0,0211$ para os peixes do rio Paraguai. Foi, portanto, detectada correlação positiva, entre estes parâmetros da população de peixes do rio Paraguai com as concentrações de THg encontradas (Figura 6), o que sugere estar relacionado com hábitos alimentares, que variam nos estágios de vida da espécie. No rio Cuiabá o coeficiente de Person entre o mercúrio total e o peso foi de $r^2= 0,02400$ e $p= 0,4803$ e para o comprimento total de $r^2= 0,05754$ e $p=$

0,2703, demonstrando não haver correlação entre o mercúrio total com peso e comprimento nos espécimes estudados.

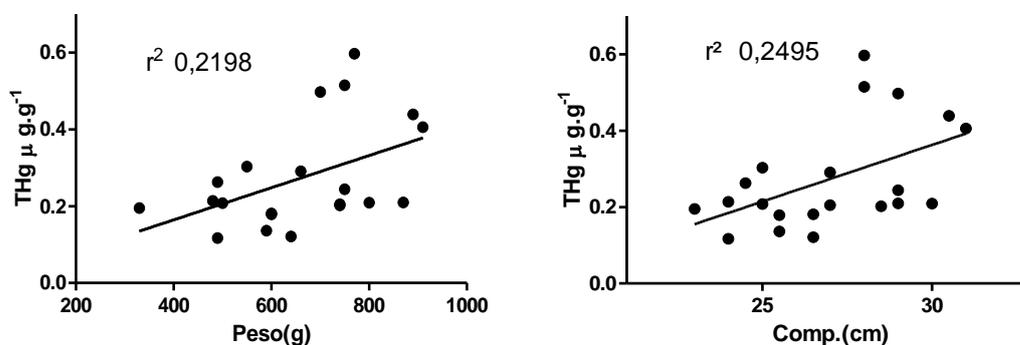


Figura 6. Concentração de THg x Peso e Comprimento em *P. nattereri*, rio Paraguai.

Para *P. lineatus*, as variações de peso e comprimento nos rios Paraguai e Cuiabá tiveram uma relação positiva, porém não significativa, com as concentrações de THg encontradas no tecido muscular. O coeficiente de Pearson entre THg e o peso dos peixes foi de $r^2 = 0,2057$ e $p = 0,1033$ e para o comprimento total de $r^2 = 0,009938$ e $p = 0,7346$ no rio Paraguai e para o rio Cuiabá foram, mercúrio total e o peso dos peixes de $r^2 = 0,01226$ e $p = 0,6422$ e para o comprimento total de $r^2 = 0,004407$ e $p = 0,7809$, não tendo, portanto sido detectada associação significativa entre estes parâmetros da população de peixes analisada com os níveis de contaminação.

4.3. Padrão de Acumulação de THg nos tecidos de peixe

A PCA segregou as amostras em três grupos diferenciados entre espécies e locais de coleta. *P. lineatus* não apresentou diferenciação em padrões de acumulação de THg nos tecidos em relação aos locais de amostragem, formando um grupo coeso no lado negativo do componente 1. Já *P. nattereri* apresentou uma diferenciação entre os padrões de acumulação de THg em relação aos tecidos e locais de amostragem, formando dois grupos dispersos no gráfico bi-eixo, sendo que os indivíduos pertencentes ao rio Paraguai se ordenaram, na maioria, no lado positivo do componente 1 e 3 e os indivíduos do rio Cuiabá se ordenaram, na maioria, no lado positivo do

componente 1 e negativo do componente 3. No rio Paraguai as concentrações de THg seguem a ordem de Músculo>Fígado>Brânquias>Rins. No rio Cuiabá as concentrações de THg em *P. nattereri* seguem a ordem Rins> Brânquias> Fígado> Músculo.

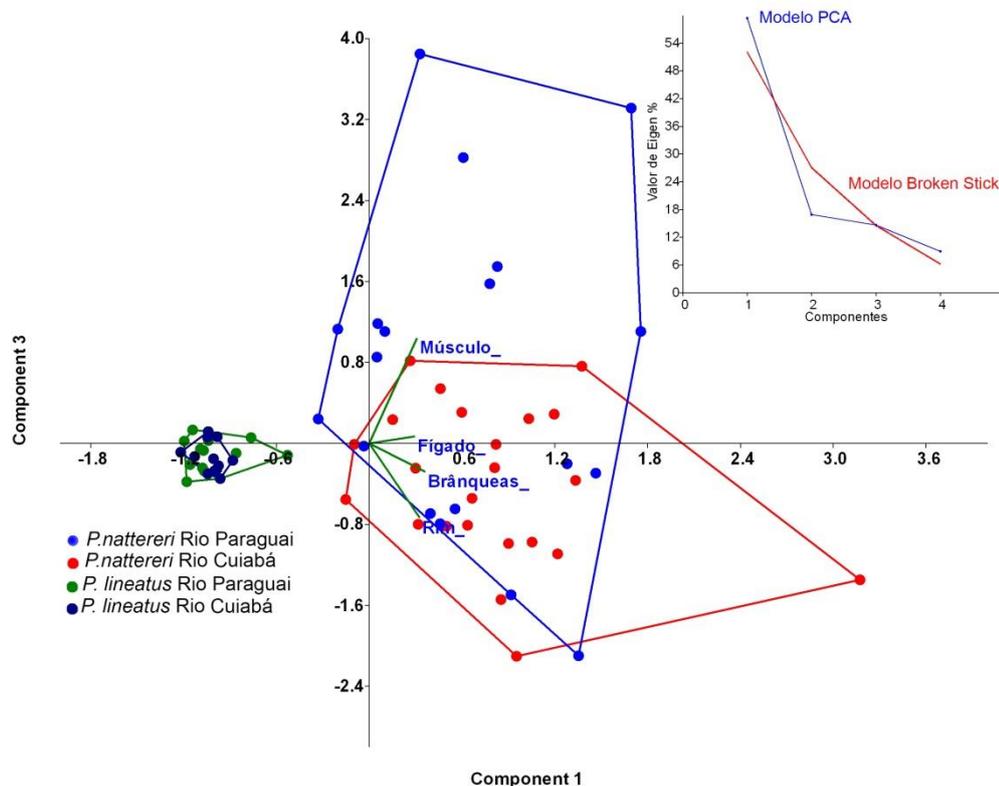


Figura 7. Bi-eixo de distribuição representando a ordenação das amostras de *P. nattereri* e *P. lineatus* em relação aos locais de coleta e diferentes tecidos gerado através de análise de componentes principais.

O mercúrio orgânico e o inorgânico são absorvidos diretamente da água, dos alimentos ou da ingestão dos sedimentos. As brânquias, a pele e o trato digestório dos peixes são estruturas que podem absorver os compostos químicos trazidos pela água (BURGER et al., 2002). No entanto, o metilmercúrio acumula-se mais eficientemente do que o mercúrio inorgânico na maioria dos organismos aquáticos e pode se acumular nos tecidos dos peixes (CLARKSON, 2002). A parede intestinal do peixe é uma barreira eficaz à absorção de cloreto de mercúrio, porém, é facilmente permeável ao

metilmercúrio, acumulando-o preferencialmente no tecido muscular em, aproximadamente, 50% da dose ingerida (WHO, 1989).

Cizdziel et al. (2002) em estudo com 340 peixes de água doce, pertencentes a cinco espécies determinaram a concentração de THg no sangue e em diferentes tecidos (músculo, fígado, gônadas, cérebro, brânquias e coração). O trabalho mostrou que a concentração de THg no tecidos seguiu a seguinte ordem: fígado>sangue>gônada>músculo>brânquias>cérebro>coração, apresentando um padrão distinto do observado no presente estudo em *P. nattereri*.

Nossos resultados corroboram com outros estudos que demonstram um padrão de bioacumulação de mercúrio por tecido em diferentes espécies e diferentes ecossistemas, podendo variar por habitat e sobretudo pelo padrão de contaminação, aguda ou crônica. Régine et al. (2006), mostra que as maiores concentrações de THg foram encontradas no tecido muscular de peixes piscívoras e onívoras em detrimento as espécies herbívoras e dentritivas, de modo similar observado nas duas espécies estudadas.

Medeiros et al., (2008), estudando a cinética mercurial em órgãos, tecido muscular e conteúdo estomacal em *Thunnus albacares* e *Cyanoscion microlepidotus*, espécies marinhas, observou um padrão de distribuição na tendência músculo > fígado > brânquias > rim e muscular > brânquias, respectivamente. Squadrone et al. (2013), avaliando a distribuição de metais em diferentes tecidos em *Silurus glanis*, observou que o THg no músculo seguido de fígado.

De acordo com Miei et al. (2014), o padrão de acumulação de THg depende da eficiência antioxidante dos tecidos, sendo as brânquias o órgão com maior capacidade de se adaptar a concentração de THg, e em oposição, do rim e do fígado que demonstraram alguma vulnerabilidade à toxicidade THg, retendo as maiores concentrações.

Resultados observados em *P. nattereri* no presente estudo sugerem dois padrões de acumulação que se diferenciam entre os locais de coleta, no rio Cuiabá houve uma maior concentração no fígado, seguido de rim e brânquias, o que sugere uma exposição aguda e no rio Paraguai as maiores

concentrações foram observadas no músculo, sugerindo uma exposição crônica. Em estudo recente realizado por Pereira et al. (2015), investigando o padrão de distribuição de Hg nos tecidos de peixe e sua eliminação, observou que acumulação ocorre primeiro nos órgão alvo (brânquias, fígado e rim) e posteriormente em outros órgãos.

4.4. Concentração de Cr, Cd e Pb

Ambas as espécies apresentaram uma grande variabilidade nas concentrações de Cr, Cd e Pb e essa variação também foi verificada entre os pesos dos indivíduos (Tabela 4).

Tabela 4 – Concentração de Cr, Cd e Pb em *P.nattereri* e *P.lineatus*, nos diferentes tecidos e nos locais de coleta.

Metal	Local	Espécie	N	Média ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Sd	Min-Max	CV %
Cromo	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0.51	0.17	0.19-0.90	34.25
		<i>P.lineatus</i>	20	0.32	0.16	0.08-0.65	50.13
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0.25	0.12	0.06-0.48	49.41
		<i>P.lineatus</i>	14	0.45	0.19	0.11-0.72	43.53
Cádmio	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0.11	0.04	0.06-0.27	38,32
		<i>P.lineatus</i>	19	-	-	-	-
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0.48	0.07	0.28-0.57	15.92
		<i>P.lineatus</i>	14	-	-	-	-
Chumbo	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	-	-	-	-
		<i>P.lineatus</i>	19	-	-	-	-
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	-	-	-	-
		<i>P.lineatus</i>	14	-	-	-	-

Concentrações acima de $0,1 \mu\text{g g}^{-1}$ (ppm) de Cr em músculo de peixes, são consideradas prejudiciais ao animal e oferece risco aos seus consumidores, sendo este o limite máximo permitido no Brasil (WHO, 1988; BRASIL, 1965). Os indivíduos estudados não apresentaram níveis de Cr acima do permitido, o que indica que o ambiente ainda não está fortemente impactado por esse metal, que apresenta grande potencial de bioacumulação quando disponível (VELMA et al., 2009). A principal fonte de liberação deste contaminante para o meio aquático na região estudada é por meio da atividade dos garimpos e curtumes. A maior disponibilização do Cr na água torna-o mais

susceptível a absorção pelos peixes, diretamente pela água ou indiretamente pelo alimento ingerido (PALANIAPPAN e KARTHIKEYAN, 2009), além disso, a locomoção do organismo no ambiente, tempo e local de exposição e hábito alimentar interferem na sua acumulação (JORDÃO et al., 1997; IKEM, et al., 2003; MIRANDA-FILHO et al., 2011). Concentrações de Cr acima do limite máximo permitido causa déficit de natação, irregularidade na respiração e na alimentação, ulcerações e morte nos peixes (BURGUER et al., 2001, 2002; REPULA et al., 2012) e, no homem, a principal consequência é o câncer (SILVA e PEDROZO, 2001).

O teste de Mann Whitney não detectou diferenças significativas das concentrações de Cr entre as espécies, as concentrações de Cd em *Prochilodus lineatus* e Pb em *Prochilodus lineatus* e *Pygocentrus nattereri* estavam abaixo do limite de detecção do aparelho (Cr= 0,1; Cd= 0,01 e Pb= 2 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Em *Prochilodus lineatus* não houve diferenças significativas para Cr entre os locais de coleta.

Diferenças significativas no teste de Mann Whitney ocorreram entre os locais de coletas e as concentrações Cr e Cd ($p < 0,0001$) em *Pygocentrus nattereri* (Figura 8).

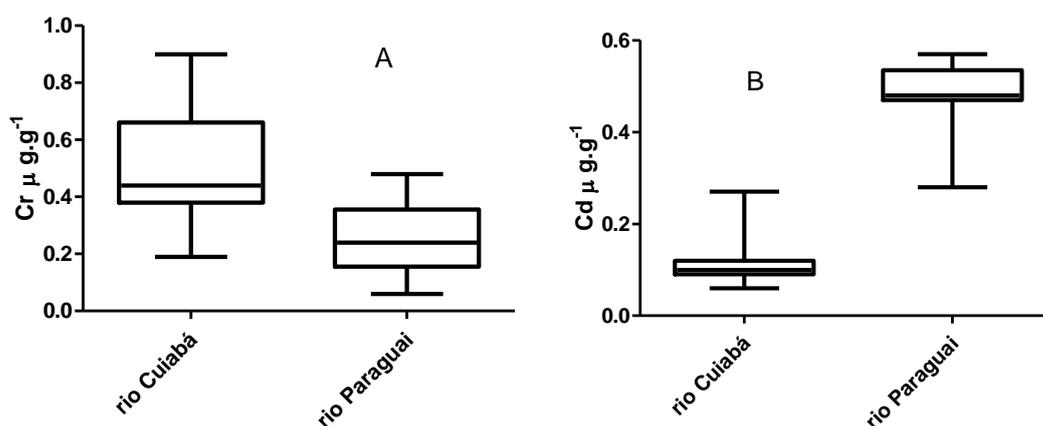


Figura 8. Concentração de Cr (A) e Cd (B) entre os locais de coleta para *Pygocentrus nattereri*.

O coeficiente de Pearson entre o Cr e o peso para *P. nattereri* foi de $r^2=0,07971$ e $p= 0,0633$ e entre Cr e comprimento total de $r^2=0,1644$ e $p=0,0063$ tendo, portanto sido detectada correlação, significativa entre o

comprimento dos peixes e concentração do metal (Figura 9. A) e para o *P. lineatus* o coeficiente de Person entre o Cr e o peso foi de $r^2= 0,0414$ e $p= 0,1188$ e entre Cr e comprimento total de $r^2= 0,01223$ e $p= 0,5335$ não sendo detectada correlação.

No rio Cuiabá o peso e comprimento total na espécie *P.nattereri* não teve uma correlação significativa, com as concentrações de Cd encontradas no tecido muscular, sendo o coeficiente de Pearson entre o Cd e o peso dos peixes foi de $r^2= 0,01147$ e $p= 0,6267$ e para o comprimento total de $r^2= 0,01147$ e $p= 0,6267$. No rio Paraguai o coeficiente de Person entre o Cd e o peso foi de $r^2= 0,1688$ e $p= 0,0642$ e para o comprimento total de $r^2= 0,2271$ e $p= 0,0289$ apresentando uma correlação negativa entre o comprimento e as concentrações de Cd (Figura 9. B). Em *P. lineatus* as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção $0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$.

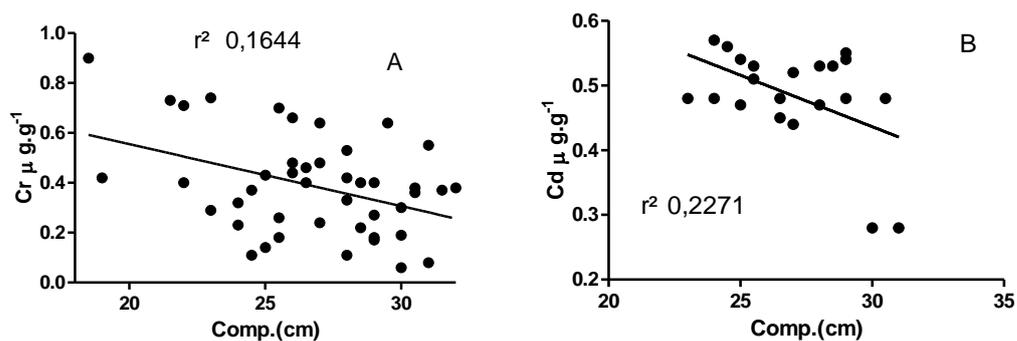


Figura 9. Correlação de Pearson entre o Cr e comprimento total para ambas as espécies e rios (A), Correlação de Person entre Cd e comprimento total para *P. nattereri* no rio Paraguai.

O Cd é um metal de alta toxicidade, elemento não essencial de difícil excreção e está amplamente difundido no ambiente (CARDOSO e CHASIN, 2001). A liberação de Cd pela atividade garimpeira em rios foi evidenciada na região de Poconé – MT por Rodrigues-Filho e Maddock (1995); e no Rio Gelado, na região de Carajás - PA, os peixes carnívoros *Clichá* ssp. e *Serrasalmus* ssp., mesmo nível trófico de *P. nattereri* também apresentaram altas concentrações de Cd ($> 1,67 \mu\text{g.g}^{-1}$), sendo a principal fonte deste metal os rejeitos liberados da mineração (BARROS et al., 2011). Mesmo as menores concentrações como encontrados neste trabalho, o Cd pode causar disfunção

fisiológica em peixes impossibilitando sua sobrevivência no ambiente e reprodução (LIMA JR et al., 2002; BARHOUMI et al., 2009; JEZIERSKA et al., 2009). Nos seres humanos ocasiona disfunção renal, enfisema pulmonar, distúrbios imunológicos e osteoporose (CARDOSO e CHASIN, 2001). As duas espécies apresentaram concentrações de Cd aceitáveis, não apresentando risco de contaminação para seres humanos.

O Pb não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo extremamente tóxico (ERSOY e CELIK, 2010; BILANDZIC et al., 2011) requerendo maiores cuidados quanto a ingestão deste metal. No presente estudo, o Pb apresentou concentração menor que $2 \mu\text{g.g}^{-1}$ no músculo dos peixes avaliados, ficando abaixo do limite de detecção e limite máximo estabelecido pela Legislação Brasileira.

5. CONCLUSÃO

A espécie *Pygocentrus nattereri* evidencia as maiores concentrações de THg em seus tecidos, em relação à espécie *P. lineatus*, confirmando a hipótese inicial de que os peixes carnívoros apresentam as maiores concentrações de metais em relação aos demais níveis tróficos. A mesma apresentou em 43% dos espécimes analisados concentrações entre 0,2 à $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ e em 5% concentrações acima de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$. Através da PCA indicou-se padrões de acumulações distintos entre *P. lineatus* e *P. nattereri* e entre os locais de coletas para *P. nattereri*, sendo as maiores concentrações no músculo para o rio Paraguai enquanto que no rio Cuiabá houve uma concentração maior no fígado.

As concentrações de Cr estiveram acima do limite estabelecido pela legislação em mais de 95% das amostras em ambas as espécies. As concentrações de Cd quantificadas no tecido muscular dos peixes podem ser consideradas normais e sem risco de contaminação aos peixes e aos seres humanos, em ambas as espécies estudadas.

Tanto o Cr como o Cd apresentam uma correlação negativa significativa entre as concentrações dos metais com o comprimento total do indivíduo.

Para o Pb todas concentrações estiveram abaixo do limite de detecção, no método utilizado, indicando ausência de contaminação nos indivíduos amostrados.

Certamente, principalmente para Hg, Cr e Cd, uma análise mais aprofundada, como a avaliação de biomarcadores celulares e moleculares, devem ser realizados para melhor compreender os impactos ambientais sobre a biota causados pela ocorrência de contaminação crônica por metais, mesmo em concentrações abaixo do limite estabelecido pelas agências de controle Nacional e Internacional (WHO, 1988, 1989, 1990).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-BAKI, A. S.; DKHIL, M. A.; AL-QURAI SHY, S. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 13, p. 2541-2547, 2011.

AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHESB, F. J. P.; PFEIFFERB, W. C.; KATE, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 85-95, 1995.

ANA/GEF/PNUMA/OEA. **Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai: Síntese Executiva / Agência Nacional de Águas – ANA et al.** – Brasília: TDA Desenho & Arte Ltda. 2004, 64p. : CDU 504(817.2)

ANVISA – AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Portaria nº 685**, de 27 de agosto de 1998.

ARAI, T.; OHJI, M.; HIRATA, T. Trace metal deposition in teleost fish otolith as an environmental indicator. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 179, p. 255–263, 2007.

ARTAXO, P.; CAMPO, R. C.; FERNANDES, E. T.; MARTINS, J. H. V.; XIAO, Z. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 4085-4096, 2000.

AZEVEDO, F. A.; NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. Aspectos atualizados dos riscos toxicológicos do Mercúrio. **TECBAHIA R. BaianaTecnologia**, v. 16, n. 3, p.87-104, 2001.

BARHOUMI, S.; MESSAOUDI, I.; DELI, T.; SAID, K.; KERKENI, A. Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor*

ophiocephalus and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 980–984, 2009.

BARROS, B. C. V.; PEREIRA, S. F. P.; PALHETA, D. C.; SILVA, C. S. Cd, Cr and Al determination in fish tissue from Gelado River/APA, Carajás-PA Florest. **HOLOS Environmental**, v. 10, n. 2, p. 195-208, 2011.

BARTHEM, R.B.; FABRÉ, N. N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: M.L. Ruffino (Ed.). **A pesca e os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira**. p. 17 – 51, IBAMA/Provárzea, Manaus. 2004.

BASTOS, W.R., MALM, O., PFEIFFER, W.C. e CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. **Ciência e cultura**, v.50(4), p.255-260, 1998.

BASTOS, W. R.; GOMES, J. P. P.; OLIVEIRA, R. C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E. L. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 368, p. 344-351, 2006.

BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). **Ecotoxicology**, v. 16, p. 341-346, 2007.

BASTOS, W. R.; REBELO, M. F.; FONSECA, M. F.; ALMEIDA, R. MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, 431-438, 2008.

BELGER, L.; FORSBERG, B. R. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. **Science of the total environment**. v. 367, p. 451-459, 2006.

BEVILAQUA, D R. **Parâmetros populacionais de *Pygocentrus nattereri* Kner , 1858 E *Potamorhina latior* (Spix & Agassis, 1929) (Osteichthyes: Characiformes) em lagos da várzea da região de Manacapuru, AM**. 55f./ Daniel Rocha Bevilaqua.-- Manaus: UFAM, 2008.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 95, p. 9-15, 1997a.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish Contamination and Human Exposure to Mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: A Screening Approach. **Bulletin Environmental Contamination Toxicology**, v. 59, p. 194-201, 1997b. 107

BILANDZIC, N.; DOKIC, M.; SEDA, M. Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea. **Food Chemistry**, v. 124, p. 1005-1010, 2011.

BONUMÁ, N. B. **Avaliação da qualidade da água sob impacto das atividades de implantação de garimpo no município de São Martinho da Serra**. 2006. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BRASIL, Ministério da Saúde; **Portaria no. 685/98, SVS/MS**, Diário Oficial da União, 28/8/98, republicado em 29/9/98, e Tabela II, Aditivos Acidentais do Decreto no. 55.871/65, de 26/3/65, referente a alimentos não contemplados na Portaria 685/98.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº685, de 27 de agosto de 1998. Republicada no **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília**, 24 de setembro de 1998.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Texto básico sobre impactos ambientais no setor de extração mineral**. Brasília: MMA, 2001. 65p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai**. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília, DF: MMA, 2006.

BRASIL. **Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai - Período de Análise: 2002 to 2008**. Brasília: CI – Conservação International, ECOA - Ecologia e Ação, Fundação AVINA, Instituto SOS Pantanal, WWF - Brasil. Relatório Técnico. 2010. 58p.

BOISCHIO A.A.; HENSHEL D.S.. Risk assessment of Mercury exposure through fish consumption by the riverside people in the Madeira Basin, Amazon. **Neurotoxicology**. V. 17, p.169-176, 1996.

BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S. ; STEPHENS JR, W. L.; SNODGRASS, J. Mercury and Selenium in Fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational Differences. **Environmental Research**, v. 87, p. 108-118, 2001.

BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S.; STEPHENS, W. L.; SNODGRASS, J.; DIXON, C. Metal Levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. **Environmental Research**, v. 89, p. 85-97, 2002.

CAJUSTE, L. J.; CARRILLO, G. R.; COTA G. E.; LAIRD, R. J. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 57-58, p. 763-771, 1991.

CANLI, M.; ATLI, G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. **Environmental Pollution**, v. 121, p. 129–136, 2003.

CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. Salvador: CRA, 2001. 122p. (Cadernos de referência ambiental, v. 6).

CARLING, G. T.; DIAZ, X; PONCE, M; PEREZ, L; NASIMBA, L. Particulate and Dissolved Trace Element Concentrations in Three Southern Ecuador Rivers Impacted by Artisanal Gold Mining. **Water Air Soil Pollution**, v. 224, p. 1415-131, 2013.

CARRERAS, H. A.; WANNAZ, E. D.; PIGNATA, M. L. Assessment of human health risk related to metals by the use of biomonitors in the province of Córdoba, Argentina. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 117-122, 2009.

CASTRO, N. **Cádmio, chumbo, cromo, mercúrio e níquel nos rios do Estado de São Paulo e em peixes do Rio Sorocaba**. 2002. 120 f. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de recursos) - Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2002. 109

CESAR, R. G.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H.; RODRIGUES, A. P. C.; FERNANDES, V. A.; SILVA, M. B.; CASTILHOS, Z. C. ARAUJO, P. C. **Metais pesados em solos e sedimentos fluviais em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto, Minas Gerais**. Rio de Janeiro: CETEM, 2009. 9p. (Comunicação Técnica).

CESTARI, M. M.; LEMOS, P. M. M.; RIBEIRO, C. A. O.; COSTA, J. R. M. A.; PELLETIER, E. Genetic damage induced by trophic doses of lead in the neotropical fish *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) as revealed by the comet assay and chromosomal aberrations. **Genetics and Molecular Biology**, v. 27, n. 2, p. 270-274, 2004.

CHEN, C. Y.; STEMBERGER, R. S.; KAMMAN, N. C.; MAYES, B. M.; FOLT, C. L. Patterns of Hg Bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the Northeast US. **Ecotoxicology**, v. 14, p. 135-147, 2005.

CIZIDZIEL, J.V.; HINNERS, T.A.; HEITHMAR, E.M.; POLLARD, J.E.; CROSS, C.L.. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk **Water, Air, and Soil Pollution**, V.135, p. 355, 2002.

CLARKSON, T. W. The Toxicology of Mercury. **Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences**, v. 34, n. 3, p. 369-403, 1997.

CLARKSON, T. W. The three modern faces of mercury. *Environmental Health Perspectives*, v. 110, p. 11-23. 2002.

CORRÊA, T. L. **Bioacumulação de metais pesados em plantas nativas a partir de suas disponibilidades em rochas e sedimentos: o efeito na cadeia trófica**. 2006. 157 f. 110 Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) – Universidade de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006.

COSTA, S. C.; HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 1, p. 241-250, 2009.

CUI, B.; ZHANG, Q.; ZHANG, K.; LIU, X.; ZHANG, H. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 1297-1306, 2011.

DESCHAMPS, E.; MOREIRA, R.; MATTOS, S.; WEMECK, G. **Pesquisa da contaminação por mercúrio em garimpo do Estado de Minas Gerais, seu impacto na saúde e no meio ambiente**. 2010. Disponível em: <www.bvsde.paho.org/bvsea/fulltext/text.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2014.

DOMINGOS, F. X. V. Biomarcadores de Contaminação Ambiental em Peixes e Ostras de Três Estuários Brasileiros e Cinética de Derivados Solúveis de Petróleo. 116f. Tese de doutorado em Biologia Celular e Molecular, Universidade Federal do Paraná, Brasil, 2006.

DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SOUZA, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 59, p. 57-63, 2004.

DORES, E. F. G. C.; CALHEIROS, D. F. Contaminação por agrotóxicos na bacia do rio Miranda, Pantanal (MS). **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 3, n. 2, 4p. 2008.

DNPM. DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Projeto estudo dos garimpos brasileiros - Área Amapá. Belém: DNPM/CPRM, 1981. 33p. (Relatório Anual).

DNPM. DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Projeto estudo dos garimpos brasileiros - Área Amapá. Belém: DNPM/CPRM, 1982a. 29p. (Relatório Semestral).

ERSOY, B.; CELIK, M. The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea. **Food and Chemical Toxicology**, v. 48, p. 1377-1382, 2010.

ESTEVES, F. A.; **Fundamentos de Limnologia**, 2ªed., Interciência: Rio de Janeiro, 1998.

FERREIRA, R. M. A., BAZZOLI, N., RIZZO, E., SATO, Y. . Aspectos reprodutivos da piranha, *Pygocentrus piraya* (Teleostei, Characiformes), espécie nativa da bacia do Rio São Francisco. **Arq Bras Med Vet Zootec**, v. 48, n. 1, p. 71-76, 1996.

FERNANDES, E. A. N.; FERRAZ, E. S. B.; OLIVEIRA H. Trace elements distribution in the Amazon floodplain soils. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 179, n. 2, p. 251-258, 1994.

FERNADES, P. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Avaliação preliminar da bioacumulação do mercúrio em três espécies de peixes na Baía de Guanabara. **Boletim CETEM**, v. 16, p. 263-269, 2008.

FERRAZ, E. S. B.; FERNANDES, E. A. N.; OLIVEIRA, H. Similarity between trace-element composition of river and seabed sediments in the Amazon system. **Geo-Marine Letters**, v. 16, p. 27-30, 1996.

FINK, W.L. 1993. Revision of the piranha genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). **Copeia**, Washington, v.3, p. 665-687, 1993.

FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; GUIMARÃES, J. R. D.; MELFI, A. J.; BOULET, R.; ESPÍRITO SANTO, C. M.; KRUG, F. J. Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment, Serra do Navio, Amapá State, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 260, p. 201-211, 2000.

GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN, L. A. (Ed.). **Impactos ambientais e socioeconômicos na bacia do rio Taquari - Pantanal**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2005. p. 183-196

GOMES, M. V. T.; SATO, Y. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 24-30, 2011.

GONÇALVES, C.; FÁVARO, D. J. T.; MELFI, J. A.; OLIVEIRA, S. M. B.; GUIMARÃES, J. R. D.; VASCONCELLOS, M. B. A.; FOSTIER, A. H.; BOULET, R.; FORTI, M. C. Evaluation of Mercury levels in sediment and soil samples from Vila Nova river basin, in Amapá State, Brazil, using radiochemical neutron activation analysis. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 243, n. 3, p. 789-796, 2000.

GUIMARÃES, J. R. D.; FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; MELFI, J. A.; KEHRIG, H.; MAURO, J. B. N.; MALM, O.; KRUG, J. F. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. **Ambio**, v. 28, n. 4, p. 296-301, 1999.

HACON, S.; ROCHEDO, E.R.R.; CAMPOS, R.R.R., LACERDA, L.D.. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. **J. Geochem Explor**, v.58, p.209-216, 1997.

HYLANDER, L. D.; PINTO, F. N.; GUIMARÃES, J. R. D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J.; CASTRO E SILVA, E. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. **The Science of the Total Environment** v. 261, p. 9-20, 2000.

HODA H.H. AHDY; ABDALLAH, A. M.; TAYEL, F. T. Assessment of heavy metals and nonessential content of some edible and soft tissues. 2007.

IKEM, A.; EGIEBOR, N. O.; NYAVOR, K. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 149, p. 51–75, 2003.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; JHAM, G. N. Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 207, p. 1-11, 1997.

JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. C.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.

KALAY, M.; CANLI, M. Elimination of Essential (Cu, Zn) and Non-Essential (Cd, Pb) Metals from Tissues of a Freshwater Fish *Tilapia zilli*. **Turkish Journal of Zoology**, v. 24, p. 429-436, 2000.

KASPER, D., PALERMO, E. F. A., DIAS, A. C. M. I., FERREIRA, G. L., LEITÃO, R. P., BRANCO, C. W. C., & MALM, O. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.7(4), p.751-758, 2009.

KASPER, D., PALERMO, E. F. A., BRANCO, C. W. C., MALM, O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. **Hydrobiologia**, v. 694(1), p.87-98, 2012.

KAY, K. Toxicology of Pesticides: Recent Advances. **Environmental Research**, v. 6, p. 202-243, 1973.

KEHRING, H. A.; FERNANDES, K. W. G.; MALM, O.; SEIXAS, T. G.; DI BENEDITO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M. Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1822-1828, 2009.

KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAETA, A. P.; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n. 3, p. 377-384, 2011.

KITAHARA, S. E. *et al.* Mercúrio total em pescado de água doce. **Ciência e Tecnologia de Alimento**. v. 20, n. 2, p. 267-273, 2000.

LACERDA, L.D; SOLOMONS, W; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R. Mercury Distribution in Sediments Profiles from Lakes of the High Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. **Biogeochemistry** 14: 91-97, 1991.

LALL, S. P. The minerals. In: HALVER, J. E., HARDY, R. W. **Fish Nutrition**. USA: Elsevier Science, 2002. p. 259-308.

LEBEL, J.; ROULET, M.; MERGLER, D.; LUCOTFE, M.; LARRIBE, F. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 31-44, 1997.

LIMA, H. M. **Estudo de flotação de mercúrio metálico**. 1993. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia metalúrgica e de Minas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.

LIMA JUNIOR, R. G. S.; ARAÚJO, F. G.; MAIA, M. F.; PINTO, A. S. S. B. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Research Section**, v. 89, p. 171-179, 2002.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes**. 2 ed. São Paulo: Edusp, 1999. 534 p.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**. São Paulo: Prodquímica, 1994. 95p.

MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B. PFEIFFER, W. C. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 175, p. 141-150, 1995.

MALM O; GUIMARÃES J.R.D. **Avaliação da contaminação dos peixes nos corpos hídricos próximos à cidade de Poconé – MT**. In: OPAS. Projeto de Avaliação de riscos à saúde na região amazônica relacionados com a contaminação ambiental por mercúrio. Relatório final (Projeto OPAS/ECO-GTZ). Brasília/DF, março de 1996.

MALM, O.; GUIMARÃES, J. R. D.; CASTRO, M. B.; BASTOS, W. R.; VIANA, J. P.; BRANCHES, F. J. P.; SILVEIRA, E. G.; PFEIFFER, W. C. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós Basins, Amazon, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 97, p. 45-51, 1997.

MALM, O e GUIMARÃES, J.R.D. Biomonitoring Environmental Contamination with Metallic and Methylmercury in Amazon Gold Mining Areas, Brazil. In: **Environmental Impacts of Mining Activities**. AZCUE, J.M. (Ed.) Springer. 1999.

MALM, O.; PALERMO, E. F. P.; SANTOS, H. S. B. REBELO, M. F.; KEHRIG, H. A. Transport and cycling of Mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. **RMZ-M&G**, v. 51, p. 1195-1198, 2004.

MARTINS, C. R.; SILVA, L. A.; ANDRADE, J. B. Sulfetos: por que nem todos são insolúveis?. **Química Nova**, v. 33, n. 10, p. 2283-2286, 2010.

MARTINEZ, C. B. R.; NAGAE, M. Y.; ZAIA, C. T. B. V.; ZAIA, D. A. M. Acute morphological and physiological effects of lead in the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 797-807, 2004.

MASON, R. P.; LAPORTE, J. M.; ANDRES, S. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 38, p. 283–297, 2000.

MATHIS, A.; BRITO, D. C.; BRÜSEKE, F. J. **Riqueza volátil: a mineração de ouro na Amazônia**. Belém: Cejup, 1997. 290p.

MAZON, A. ; FERNANDES M. N. Toxicity and differential tissue accumulation of copper in the tropical freshwater fish *P. scrofa* (*Prochilodontidae*). Bulletin of **Environmental Contamination and Toxicology**, 63: 794-804. 1999.

MEDEIROS, R.J.; MÁRSICO, E.T.; SÃO CLEMENTE, S.C.; FERREIRA, M.S. Distribuição do metal mercúrio em atum (*Thunnus albacares*) e pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*) capturados no litoral do Rio de Janeiro, Brasil. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.60, n.3, p.656-662, 2008

MENESES, T. S. **Fauna, pesca e contaminação por metais pesados em pescado no litoral de Sergipe**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) – Universidade Tiradentes, Aracaju, 2008.

MIEIRO, C.L.; DOLBETH, M.; MARQUES, T.A.; DUARTE, A.C.; PEREIRA, M.E.; PACHECO, M. Mercury accumulation and tissue-specific antioxidant efficiency in the wild European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) with emphasis on seasonality. **Environ Sci Pollut Res Int**. v. Sep;21(18), p.10638-51. 2014.

MIRANDA, K.; CUNHA, M. L. F.; DORES, E. G. G. C.; CALHEIROS, D. F. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brasil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B.**, v. 43, p. 717-722, 2008.

MIRANDA FILHO, A. L. et al. Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 3, P. 200-209, 2011.

MOLINA, C.I.; GIBON, F.; DUPREY, J.; DOMINGUEZ, E.; D. GUIMARÃES, J.D. e ROULET, M. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. **Science of the Total Environment**. v. 408, p.3382-3391, 2010.

MONTEIRO, L. R., COSTA, V., FURNESS, R. W., SANTOS, R. S. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. **Marine ecology progress series. Oldendorf**, v. 141(1), p.21-25, 1996.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.

MOREIRA, J. C. Threats by heavy metals: human and environmental contamination in Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 188, Suppl. 1, p. 61-71, 1996.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 29, p. 543-66, 1998.

MURUGAN, S. S.; KARUPPASAMY, R.; POONGODI, K.; PUVANESWARI, S. Bioaccumulation pattern of zinc in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch.) after chronic exposure. **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 8, p. 55-59, 2008.

MUTO, E. Y.; SOARES, L. S. H.; SARKIS, J. E. S.; HORTELLANI, M. A.; PETTI, M. A. V.; CORBISIER, T. N. Biomagnificação de mercúrio na teia trófica marinha da baixada Santista (SP). **Oceanografia e Políticas Públicas**, v. 43, p. 12-17, 2011.

NEVADO, J. J. B.; MARTÍN-DOIMEADIOS, R. C. R.; BERNARDO, F. J.; MORENO, M. J. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. **Environment International**, v. 36, p. 593–608, 2010.

NEVES, R.L.S; OLIVEIRA, T.F.; ZIOLLI, R. L. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in fish bile (*Mugiliza*) as biomarkers for environmental monitoring in oil contaminated areas. **Marine pollution bulletin**, v. 54, n. 11, p. 1818-1824, 2007.

NRIAGU, J. O. Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. **The Science of the Total Environment**, v. 149, p. 167-181, 1994.

NYLAND, J. F.; FILLION, M.; BARBOSA JR. F.; SHIRLEY, D. L.; CHINE, C. Biomarkers of methylmercury exposure immunotoxicity among fish consumers in Amazonian Brazil. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 12, 2011.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F. **Qualidade da água em agroecossistemas do Pantanal: Sub-regiões da Nhecolândia e Poconé**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2011. 21p.

OLSON, D; DINERSTEIN E; CANEVARI, P.; DAVIDSON, I; CASTRO, G; MORISET, V; ABELL, R; and TOLEDO, E. **Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: a conservation assessment**. Biodiversity Support Program, World Wildlife Fund. Washington, D.C. 1998.

OOST, R. V. D.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003. 121

PAQUIN, P. R.; SANTORE, R. C.; WU, K. B.; KAVVADAS, C. D.; DI TORO, D. M. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. **Environmental Science & Policy**, v. 3, p. 175-182, 2000.

PALERMO, E. F. A.; KASPER, D., REIS, T. S., NOGUEIRA, S. Y. L. V. I. A., BRANCO, C. W. C., MALM, O.. Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuruí Reservoir, Brazil. **RMZ-Materials and Geoenvironment**. v. 51, p. 1292-1294, 2004. 38

PALANIAPPAN, PL. RM.; KARTHIKEYAN, S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 229-236, 2009.

PAOLIELLO, M. M. B. CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Salvador: CRA, 2001. 144p. (Cadernos de referência ambiental, v. 3).

PAULA, M. Inimigo invisível: metais pesados e a saúde humana. **Tchê-Química**, v. 3, n. 6, p. 37-44, 2006.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **Philosophical Magazine**, v.2(6), p.559-572, 1901.

PEREIRA P., RAIMUNDO J., BARATA, M., ARAÚJO O., POUSÃO-FERREIRA P., CANÁRIO J., ALMEIDA, A., PACHECO M. A new page on the road book of inorganic mercury in fish body - tissue distribution and elimination following waterborne exposure and post-exposure period. **Metallomics**. v. 1, p.21. 2015.

PCBAP – Plano de conservação da bacia do alto Paraguai (pantanal). **Metodologia do plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai**. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Vol. I, Brasília, 1997.

QUEIROZ, M. T. A. **Bioacumulação de metais pesados no Rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação Neutrônica Instrumental**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2006.

RÉGINE, M.B.; GILLES, D.; YANNICK, D.; ALAIN, B. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). **Sci Total Environ**. V. Sep 1;368, p.262-70. 2006

REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B. K.; GANZAROLLI, E. M.; LOPES, M. C.; QUINÁIA, S. Q. Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. **Química Nova**, v. 35, n. 5, p. 905- 909, 2012.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N.; PÁDUA, H. B. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo (Brasil). **Revista de Saúde Pública**, v. 19, p. 401-410, 1985.

RODRIGUES, M. L. K. **Origem, distribuição e mobilidade potencial de metais em ambiente fluvial impactado por curtumes**. 2007. 256 f. Tese

(Doutorado em Geociências) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências, Porto Alegre, 2007.

RODRIGUES, M. L. K.; FORMOSO, M. L. L. Heavy metals in recent sediments and bottom-fish under the influence of tanneries in south Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 176, p. 307–327, 2006.

RODRIGUES FILHO, S.; MADDOCK, J. E. L. **Assessment of the heavy metal pollution in a gold "Garimpo"**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 32p. (Série Tecnologia Ambiental, n.7)

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, A.; TRAN, S.; RHÉAULT, I.; FARELLA, N. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 223, p. 1-24. 1998a.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; CANUEL, R.; RHEAULTA, I.; TRANA, S. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. **The Science of the Total Environment**, v. 213, p. 203-211, 1998b.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; RHEAULT, I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 261, p. 43-59, 2000.

ROWAN, J. S.; BARNES, S. J. A.; HETHERINGTON, S. L.; LAMBERS, B.; PARSONS, F. Geomorphology and pollution: the environmental impacts of lead mining, Leadhills, Scotland. **Journrl of Grochrmicd Exploration**, v. 51, p. 57-65, 1995.

ROTHENBERG, S. E.; AMBROSE, R. F.; JAY, J. A. Mercury cycling in surface water, pore water and sediments of Mugu Lagoon, CA, USA. **Environmental Pollution**, v. 154, p. 32-45, 2008.

SANTOS E.C.O.; JESUS I.M.; BRADO, E.S., LOUREIRO E.C.B.; MASCARENHAS A.F.S.; WEIRICH, J. CÂMARA, V.M.; CLEARLY, D. Mercury exposures in riverside Amazon communities in Para, Brazil. **Environmental Res**, v. 84, p.100-107, 2000.

SANTOS, A.; ALONSO, E.; CALLEJÓN, M.; JIMÉNEZ, J. C. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the guadamar river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 134, p. 275-286, 2002.

SAZIMA, I.; MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. In: **Alternative life-history styles of fishes**. Springer Netherlands, 1990. p. 17-31.

SCHMITT, C. J.; BRUMBAUGH, W. G.; MAY, T. W. Accumulation of metals in fish from lead–zinc mining areas of southeastern Missouri, USA. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 14-30, 2007.

SEMA. Secretaria Especial do Meio Ambiente. **Avaliação e controle ambiental em áreas de extração de ouro no Estado de Mato Grosso 2º Relatório**. Coordenadoria do Meio Ambiente da Secretaria do Trabalho e Desenvolvimento Social do Mato Grosso. Junho de 1987. p. 178.

SEYLER, P. T.; BOAVENTURA, G. R.. Distribution and partition of trace metals in the Amazon basin. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 1345–1361, 2003.

SHINN, C.; DAUBA, F.; GRENOUILLET, G.; GUENARD, G.; LEK, S. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 1957-1965, 2009;

SILVA, C. S.; PEDROZO, A. F. M. Ecotoxicologia do cromo e seus compostos. Salvador: CRA, 2001. 100p. (Cadernos de referência ambiental, v. 5).

SILVA, A. P. CÂMARA, V.; NASCIMENTO, O. C.; OLIVEIRA, L. J.; SILVA, E. C. **Emissões de mercúrio na queima de amálgama: estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios de Poconé, MT**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1996. 40p. (Série Tecnologia Ambiental, n. 13).

SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. **InterfaceHS**, v. 1, n. 1, p. 1-31, 2006.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M.; SILVA, S. M. A.; MORAES, J. A. Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976 – 2008. **Geografia**, v. 36, Número Especial, p. 35-55, jun. 2011.

SQUADRONE, S.; PREARO, M; BRIZIO, P.; GAVINELLI, S.; PELLEGRINO, M.; SCANZIO, T.; GUARISE, S.; BENEDETTO, A.; ABETE, M.C. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. **Chemosphere**. v.jan;90(2), p.358-65, 2013.

SOUZA, L. C. D.; CARVALHO, M. A. C.; CORRÊA, B. S.; SILVA, M. P. Consequências da atividade garimpeira nas margens do rio Peixoto de Azevedo no perímetro urbano do município de Peixoto de Azevedo – MT. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 8, n. 2, p. 220-231, 2008.

TAO, Y.; YUAN, Z.; XIAONA, H.; WEI, M. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 55–64, 2012.

TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. avaliação de exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. **Química Nova**, v. 15, n. 2, p. 147-155, 1992. 127

TKATCHEVA, V.; HYVARINEN, H.; KUKKONEN, J. RYZHKOV, L. P.; HOLOPAINEN, I. J. Toxic effects of mining effluents on fish in a subarctic lake system in NW Russia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 57, p. 78-289, 2004.

TINÔCO, A. A. P.; AZEVEDO, I. C. D. D.; MARQUES, E. A. G.; MOUMEER, A. H.; MARTINS, C. P.; NASCENTES, R.; REIS, E. L.; NATALINO, R. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberta, MG. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 305-314, 2010.

TRINDADE, B. E.; BARBOSA FILHO, O. **Extração de Ouro – Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: CETEM, 2002, 330p.

UFMT. Universidade Federal do Mato Grosso. Departamento de Química. Instituto de Ciências Exatas da Terra. **Risco de contaminação por mercúrio na cadeia trófica baixada cuiabana- Brasil**. Relatório Final. 1997.

UNESCO. Biosphere Reserve Information - **The Pantanal Biosphere Reserve**. MAB – Man and Biosphere Programme. Biosphere Reserves Directory. 2000a. Disponível em:

<http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?code=BRA+03&mode=all> Acesso em 22 de janeiro de 2015.

UNESCO. World Heritage by United Nations - **Pantanal Conservation Complex on the World Heritage List**. 2000b. Disponível em:

<http://whc.unesco.org/en/decisions/2428> Acesso em 22 de janeiro de 2015.

VELMA, V.; VUTUKURU, S. S.; TCHOUNWOU, P. B. Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review. **Reviews on Environmental Health**, v. 24, n. 2, p. 129-145, 2009.

VIERS, J.; BARROUX, G.; PINELLI, M.; SEYLER, P. The influence of the Amazonian floodplain ecosystems on the trace element dynamics of the Amazon River mainstem (Brazil). **The Science of the Total Environment**, v. 339, p. 219-232, 2005.

VILA DA SILVA, J.S. Elementos fisiográficos para delimitação do ecossistema Pantanal: discussão e proposta. In: ESTEVES, F.A., (Ed) **Oecologia Brasileenses**, estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros. V. 1, p. 439-458, 1995.

VINODHINI, R.; NARAYANAN, M. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). **Intitute Journal Environment Science Technology**, v. 5, n. 2, p. 179-182, 2008.

YI, Y.; WANG, Z.; ZHANG, K.; YU, G.; DUAN, X. Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River. **International Journal of Sediment Research**, v. 23, p. 338-347, 2008.

YI, Y.; YANG, Z.; ZHANG, S. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 2575-2585, 2011.

YI, Y.; ZHANG, S.. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. 9, p. 3989-3996, 2012.

JEZIERSKA, B.; ŁUGOWSKA, K.; WITESKA, M. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). **Fish Physiology Biochemistry**, v. 35, p. 625-640, 2009.

ZHOU, H. Y.; WONG, M. H. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. **Water research**. v. 34, n. 17, p. 4234-4242, 2000.

WILKINSON, L. L.; GUIMARÃES, J.R.G.; IGNÁCIO, A.R.A.; DA SILVA, C.J.; DÍEZ, S. Cyanobacteria enhance methylmercury production: A hypothesis tested in the periphyton of two lakes in the Pantanal floodplain, Brazil. **Science of The Total Environment**. V. 456-457, p. 231–238, 2013.

WINKALER, E. U.; SILVA, A. G.; GALINDO, H. C.; MARTINEZ, C. B. dos R. Biomarcadores histológicos e fisiológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum, Maringá**, v. 23, n. 2, p. 507 – 514, 2001.

WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. Environmental health criteria, 61, chromium. New York: INCHEM/IPCS, 1988. 199p.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Mercury – Environmental Aspects. Geneva: 1989. Environmental Health Criteria n. 86, 115p.

WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. Environmental health criteria, 101, methylmercury. Geneva: INCHEM/IPCS, 1990. 143p.